

Evaluación Rápida de la Diversidad Biológica y Servicios Ecosistémicos de la Cuenca/Región Amazónica

CAPÍTULO 3 **Impulsores de las amenazas, pérdidas, oportunidades y transformación de la naturaleza**





Evaluación Rápida de la Diversidad Biológica y Servicios Ecosistémicos de la Cuenca/Región Amazónica

CAPÍTULO 3

Impulsores de las amenazas, pérdidas, oportunidades y transformación de la naturaleza



Autores coordinadores: Sandra Acebey (Bolivia), José Rancés Caicedo-Portilla (Colombia), Alfredo Portilla (Perú).

Autores principales: Rubén Basantes-Serrano (Ecuador), Claudia Patricia Camacho (Colombia), Rodrigo Espinosa (Ecuador), Emily Roxana Galarza (Colombia), Catherine Gamba-Trimiño (Colombia), Karen García Rodríguez (Bolivia), Andrea Mejía Uría (Bolivia), Bruno Meirelles de Oliveira (Brasil), María Alejandra Moscoso (Ecuador), Yovana Murillo (Perú), María Cristina Peñuela (Ecuador), César Santa Gadea (Bolivia).

Autores contribuyentes: Enzo Aliaga-Rossel (Bolivia), Pablo Rodrigo Cuenca Capa (Ecuador), Natalia Méndez Ruiz-Tagle (Bolivia), Rocío Polanco (Colombia).

Autores revisores: Sandra Acebey (Bolivia), José Rancés Caicedo-Portilla (Colombia), Claudia Patricia Camacho (Colombia), Karen García Rodríguez (Bolivia).

Secretaría Permanente-Organización del Tratado de Cooperación Amazónica (SP/OTCA)

Secretaria General

Alexandra Moreira López

Director Ejecutivo

Carlos Alfredo Lazary Teixeira

Director Administrativo

Carlos Armando Salinas Montes

Asesora de Comunicación

Frida Montalvan

Proyecto de apoyo al Programa Regional de Diversidad Biológica para la Cuenca/Región Amazónica

Coordinador

Cristian Guerrero Ponce de León

Comité Científico de la Evaluación Rápida de Diversidad Biológica y Servicios Ecosistémicos en la región Amazónica

Alberto Cruz Quispe (Bolivia), Nestor Hugo Aranibar Rojas (Bolivia), Joice Nunes Ferreira (Brasil), Rogério Fonseca (Brasil), Andrés Barona (Colombia), Claudia Nuñez (Colombia), Walker Hoyos Giraldo (Colombia), Elisa Bonaccorso (Ecuador), Pablo Jarrín (Ecuador), Judea Crandon (Guyana), Lauren Sampson (Guyana), Harold Gutierrez (Perú), Kember Mejía (Perú), Eliza Zschuschen (Suriname), Gwendolyn Landburg (Suriname), Angel González (Venezuela), Betzabey Motta (Venezuela).

Secretaría Técnica de Apoyo de la Evaluación Rápida de Diversidad Biológica y Servicios Ecosistémicos en la región Amazónica

Claudia Colomo, Natalia Méndez Ruiz-Tagle, Rodrigo Moreno Villamil, Erika Peñuela, Juliana Echeverri, Julio Sampaio.

Realización

Organización del Tratado de Cooperación Amazónica (OTCA) y Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH.

Evaluación Rápida de Diversidad Biológica y Servicios Ecosistémicos en la Región Amazónica

Resumen para Tomadores de Decisiones

Autores coordinadores: Sandra Acebey (Bolivia), Rosario Gómez (Colombia), Rocío Polanco (Colombia).

Autores principales: Enzo Aliaga-Rossel (Bolivia), Mario Fernandes (Brasil), Catherine Gamba Trimiño (Colombia), Alejandro González Valencia (Colombia), Gisela Paredes-Leguizamón (Colombia).

Autores contribuyentes: Claudia Colomo (Bolivia), Cristian Guerrero Ponce de León (Perú), Natalia Méndez Ruiz-Tagle (Bolivia), Rodrigo Moreno Villamil (Colombia), Erika Peñuela (Colombia), Julio Sampaio (Brasil).

Capítulo 1. Introducción y Contexto

Autores: Sandra Acebey (Bolivia), Enzo Aliaga-Rossel (Bolivia), Juanita Chávez Posada (Colombia), Daniele Gidsiki (Brasil), Giulia Lopes (Brasil), Rocío Polanco (Colombia).

Capítulo 2. Situación, tendencias y dinámica de la diversidad biológica y las contribuciones de la naturaleza para las personas

Autores coordinadores: Enzo Aliaga-Rossel (Bolivia) y Marlucia Bonifacio Martins (Brasil).

Autores principales: Soraya Barrera (Bolivia), Ángel Benítez (Ecuador), Carlos Alfredo Cano (Ecuador), Tamily Carvalho Melo dos Santos (Brasil), Valeria Díaz (Colombia), Jairo Herlan Domínguez (Bolivia), Moisés E. Domínguez-López (Colombia), Giulia Cristina dos Santos Lopes (Brasil), María Doris Escobar (Colombia), Viviane Figueiredo Souza (Brasil), Vitor Freitas (Brasil), Daniele Gidsicki (Brasil), Damián Guerra (Ecuador), Marisol Hidalgo Cossio (Bolivia), Gerson Paulino Lopes (Brasil), Sergio Esteban Lozano Báez (Colombia), Kathleen Gersie Montiel S. (Suriname), Clara P. Peña-Venegas (Colombia), Carmelo Peralta-Rivero (Bolivia), Jhonatan Mauricio Quiñones (Colombia), Carla Ramírez (Bolivia), Gustavo Rey (Bolivia), Diana Rojas (Colombia), Eliana Soraya Sánchez Moreano (Ecuador), Aldeban Santos (Brasil), Jaime Sarmiento (Bolivia), Lorena Tique (Colombia), Aída M. Vasco-Palacios (Colombia), Marilene Vasconselos da Silva (Brasil), Verginia R. Wortel (Suriname).

Autores contribuyentes: Teresita Antazu López (Perú), Angélico Asenjo (Perú), Rosa Barrios (Perú), Pamela Cartagena (Bolivia), Claudia Colomo (Bolivia), Cristian Cruz (Colombia), João Paulo Lima (Brasil), Oscar Luna (Ecuador), Antonio Matamoros (Ecuador), Alexandre Felipe Raimundo Missassi (Brasil), Priscilla Peredo (Brasil), Rony Peterson (Brasil), Rocío Polanco (Colombia), Alfredo Portilla (Perú), Jaime Rodríguez (Bolivia), Tatiana Sanjuan (Colombia), Helen Sotão (Brasil), Arleu Viana Junior (Brasil), Gisela Paredes-Leguizamón (Colombia).

Autores revisores: Enzo Aliaga-Rossel (Bolivia) y Marlucia Bonifacio Martins (Brasil).

Capítulo 3. Impulsores de las amenazas, pérdidas, oportunidades y transformación de la naturaleza

Autores coordinadores: Sandra Acebey (Bolivia), José Rancés Caicedo-Portilla (Colombia), Alfredo

Portilla (Perú).

Autores principales: Rubén Basantes-Serrano (Ecuador), Claudia Patricia Camacho (Colombia), Rodrigo Espinosa (Ecuador), Emily Roxana Galarza (Colombia), Catherine Gamba-Trimiño (Colombia), Karen García Rodríguez (Bolivia), Andrea Mejía Uría (Bolivia), Bruno Meirelles de Oliveira (Brasil), María Alejandra Moscoso (Ecuador), Yovana Murillo (Perú), María Cristina Peñuela (Ecuador), César Santa Gadea (Bolivia).

Autores contribuyentes: Enzo Aliaga-Rossel (Bolivia), Pablo Rodrigo Cuenca Capa (Ecuador), Natalia Méndez Ruiz-Tagle (Bolivia), Rocío Polanco (Colombia).

Autores revisores: Sandra Acebey (Bolivia), José Rancés Caicedo-Portilla (Colombia), Claudia Patricia Camacho (Colombia), Karen García Rodríguez (Bolivia).

Capítulo 4. Diálogo de saberes y conocimiento tradicional asociado con la diversidad biológica

Autores coordinadores: Pamela Cartagena (Bolivia), Ángel Durán (Bolivia), João Paulo Lima Barreto (Brasil).

Autores principales: Vladimir Aguiar (Venezuela), José Álvarez Alonso (Perú), Marco Andrade Echeverría (Ecuador), Carlos Hernán Castro (Colombia), Victoria Duarte Lacerda (Brasil), Mario Fernandes (Brasil), Valentina Fonseca Cepeda (Colombia), Juliano Franco Moraes (Brasil), Rosember Hurtado (Bolivia), Oscar Plata (Bolivia), Rosélis Remor de Souza Mazurek (Brasil), Nohora Alejandra Quiguantar (Colombia).

Autores contribuyentes: Alejandra Anzaldo (Bolivia), Carmelo Peralta (Bolivia), Alfredo Rousseau (Bolivia), Mario Vargas (Bolivia), Shuar Velásquez (Perú), Vincent Vos (Bolivia).

Autora revisora: Pamela Cartagena (Bolivia).

Capítulo 5. Interacciones entre naturaleza y sociedad al presente y futuro: el camino desde el desarrollo sostenible/sustentable hacia el “Buen Vivir”

Autores coordinadores: Óscar Luna (Ecuador), Lizandra Paye (Bolivia), Rocío Polanco (Colombia).

Autores principales: Viviana Albarracín (Bolivia), Pamela Ávila (Bolivia), Ángela Marcela Castillo Burbano (Colombia), Rodolfo Ilario da Silva (Brasil), Juárez Pezzuti (Brasil), Carlos Prado Filho (Brasil), Daniel Rubens Cenci (Brasil), Catalina Serrano (Colombia), Camila Thomas (Colombia), Ana Luiza Violato Espada (Brasil).

Autores contribuyentes: Claudia Achá (Bolivia), Germán Duglas Cortés Dussán (Colombia), Mayra Esseboom (Suriname), Anwar Helstone (Suriname), Iran Carlos Lovis Trentin (Brasil), Monique Pool (Suriname), María José Sarzoza (Ecuador).

Autoras revisoras: Paola Moreno (Colombia), Rocío Polanco (Colombia).

Capítulo 6. Políticas, instituciones y gobernanza en diferentes escalas y sectores

Autores coordinadores: Rosa Barrios (Perú), Rosario Gómez-S. (Colombia), Antonio Matamoros (Ecuador).

Autores principales: Noelia Fernández (Bolivia), Alejandro González (Colombia), Gisela Paredes-Leguizamón (Colombia), Wilson Rocha (Bolivia), Ati Villafaña (Colombia), Carolina Villegas (Colombia).

Autores contribuyentes: Julio César Arias (Colombia), Larissa Carvalho (Brasil), César Gamboa (Perú), Claudia Núñez (Colombia), Bolier Torres (Ecuador).

Autora revisora: Rosario Gómez-S. (Colombia).

Edición final:

María Eugenia Corvalán

© OTCA 2023

Diseño Gráfico:

Barbara Miranda

Dirección OTCA:

SEPN 510, Bloco A, 3er andar- Asa Norte, Brasilia, DF, Brasil

CEP 70.570-521

Tel. 5561-3248.4119/4132

Citar como:

Acebey, S., Caicedo-Portilla, J.R., Portilla, A., Basantes-Serrano, R., Camacho, C.P., Espinosa, R., Galarza, E.R., Gamba-Trimiño, C., García Rodríguez, K., Mejía Uría, A., Meirelles de Oliveira, B., Moscoso, M.A., Murillo, Y., Peñuela, M.C., Santa Gadea, C., Aliaga-Rossel, E., Cuenca Capa, P.R., Méndez Ruiz-Tagle, N., Polanco, R. (2023) Capítulo 3: Impulsores de las amenazas, pérdidas, oportunidades y transformación de la naturaleza. En: *Evaluación Rápida de la Diversidad Biológica y Servicios Ecosistémicos en la Región Amazónica*. M.E. Corvalán (Ed.) OTCA, Proyecto OTCA/BIOMAZ, GIZ-Brasil, Ministerio Federal Alemán de Cooperación Económica y Desarrollo (BMZ), Instituto Humboldt (Colombia). Brasilia, Brasil.

Notas Aclaratorias

La Evaluación Rápida de la Diversidad Biológica y de los Servicios Ecosistémicos en la Cuenca/Región Amazónica (en adelante Evaluación Rápida) comprende seis capítulos:

1. Introducción y Contexto.
2. Situación, tendencias y dinámica de la diversidad biológica en la Amazonía y la contribución de la naturaleza para las personas.
3. Impulsores de las amenazas, pérdidas, oportunidades y transformación de la naturaleza.
4. Diálogo de saberes y conocimientos tradicionales asociados a la diversidad biológica.
5. Interacciones entre naturaleza y sociedad al presente y futuro: caminos hacia el desarrollo sostenible y el buen vivir.
6. Políticas, instituciones y gobernanza en diferentes escalas y sectores.

Para una adecuada lectura y entendimiento del presente capítulo es importante tener en cuenta los siguientes elementos de aclaración y contexto:

1. De acuerdo con lo establecido en el Documento de Ámbito que establece las orientaciones para la realización de la Evaluación Rápida, ésta se llevó a cabo tomando como referencia y guía para su elaboración, el marco conceptual y metodológico adoptado en el año 2014, por la Plataforma Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES, sigla en inglés). En este sentido, la Evaluación Rápida no responde a una de las evaluaciones aprobadas en el Plan de trabajo de la IPBES, sino que se constituye en un trabajo de investigación liderado por la OTCA, adaptando la metodología IPBES al contexto de la Cuenca/Región Amazónica, pero sin ceñirse de manera estricta a dicha metodología.
2. La presente Evaluación adquiere el adjetivo de “Rápida” dado que se elaboró en un periodo de dos años, desde el 2020 hasta el 2022, un lapso más corto, que el tomado para las evaluaciones geográficas o temáticas adelantadas por la IPBES, conforme a su Plan de Trabajo, las cuales usualmente han tardado entre cuatro y cinco años.
3. Conforme a la metodología IPBES, la Evaluación Rápida se elaboró a partir de la búsqueda, análisis y sistematización de información secundaria ya existente en diferentes fuentes, por tanto, no fue de su alcance ni tuvo previsto generar información primaria o la colecta de nuevos datos. En ese sentido, y teniendo en cuenta que la temporalidad de la Evaluación Rápida se dio entre 2020 y 2022, la información posterior producida a dicho periodo no se encuentra incluida en el Documento Técnico, es decir, en los seis capítulos que comprende esta Evaluación, lo cual no debe ser considerado como un vacío de información.
4. Desde un alcance geográfico y de acuerdo con el Documento de Ámbito, la Evaluación Rápida hace referencia a la Cuenca/Región Amazónica, entendiendo que la región incluye también la Cuenca Amazónica, por eso en el mismo sentido se nombra Amazonía.
5. Aunque la Guayana Francesa al ser un territorio de ultramar de Francia, no hace parte de los Países Miembros de la OTCA, la información sobre su biodiversidad, así como su situación socioeconómica fue incluida en la Evaluación Rápida al pertenecer a la Cuenca/Región Amazónica.

- 6.La Evaluación Rápida fue elaborada por 118 autores de diferentes disciplinas y pertenecientes a los Países Miembros de la OTCA, quienes, de acuerdo con la metodología de la IPBES, participaron de forma voluntaria e independiente, sin representar los intereses particulares de ninguno de los países, ni de las entidades o instituciones a las cuales están vinculados.
- 7.La Evaluación aborda la Amazonía Azul desde una mirada integral geopolítica que considera, entre otros aspectos, su ubicación estratégica de conectividad Andes – Amazonía Verde - Océano Atlántico, así como su importancia económica. Esta mirada no refleja necesariamente el origen del concepto.
- 8.Teniendo en cuenta la aclaración previa que la Evaluación Rápida se elaboró a partir de la gestión de información secundaria, se encontró una dispersión de datos en relación con algunos grupos biológicos de la biodiversidad de la Cuenca/Región Amazónica, en razón entre otras, a las diferentes escalas, ámbitos geográficos y temporalidad de estos, por lo cual no es posible unificar dicha información. Esto no debe ser considerado como un vacío de información, sino como una de las principales situaciones evidenciadas por la Evaluación, y que conlleva a la necesidad de adelantar futuras Evaluaciones sobre estas temáticas y con mayor nivel de detalle, que permitan a futuro contar con información biológica unificada para la biodiversidad de la Cuenca/Región Amazónica.
- 9.Dado que el documento técnico contiene cerca de 1.200 páginas y se trata de una Evaluación Rápida, las tablas y figuras se dejarán en los idiomas originales en los que fueron enviados por los autores.

Nota de la editora: Los nombres en español y portugués de algunos autores aparecen en numerosos casos, sin tilde o sin la “ñ”, debido a que son autores de textos en inglés. Por lo tanto, no se pueden corregir. Se usan en el texto según se mencionan en sus obras en las Referencias.

Descargo de responsabilidades

La información presentada en este documento tiene un carácter puramente informativo y no refleja necesariamente la opinión de la Organización del Tratado de Cooperación Amazónica (OTCA) ni de la entidad miembro de la Unidad Técnica de Apoyo de la Evaluación Rápida de la Diversidad Biológica y de los Servicios Ecosistémicos de la Cuenca/Región Amazónica. La información proporcionada se basa en fuentes consideradas confiables, pero no se garantiza su exactitud, integridad o actualidad. Todas las opiniones expresadas en este documento son exclusivamente de los autores.

Esta publicación ha sido elaborada por 118 autores que, de manera voluntaria, ad honorem, desarrollaron los contenidos de la Evaluación Rápida de la Diversidad Biológica y Servicios Ecosistémicos en la Región Amazónica para el Programa Regional de Diversidad Biológica para la Cuenca/Región Amazónica, bajo el Proyecto OTCA/Biomaz, con el apoyo del Ministerio Federal Alemán de Cooperación Económica y Desarrollo (BMZ). En este proceso participaron representantes de la GIZ, la OTCA y el Instituto Humboldt. Todas las opiniones expresadas en este documento son las de los autores y no reflejan necesariamente la posición de la GIZ, el Instituto Humboldt y la OTCA.

Tabla de Contenido

Resumen Ejecutivo	15
3.1 Impulsores Directos Naturales	19
3.1.1 Perturbaciones Naturales	19
3.2 Impulsores Directos Antropogénicos	20
3.2.1 Degradación del Hábitat	20
3.2.2 Contaminación y sus Cambios relacionados a los Ciclos Biogeoquímicos	58
3.2.3 Cambio Climático	61
3.2.4 Especies Exóticas, Introducidas e Invasoras	72
3.2.5 Explotación y Sobreexplotación	77
3.3 Impulsores Indirectos Antropogénicos	82
3.3.1 Sistemas de Gobernanza e Instituciones Formales e Informales	82
3.3.2 Crecimiento Económico	84
3.3.3 Comercio Internacional y Finanzas	95
3.3.4. Desarrollo Tecnológico	97
3.3.5. Tendencias Poblacionales y Demográficas	98
3.3.6. Desarrollo Humano	99
3.3.7 Conflictos	102
3.3.8 Epidemias	106

3.4 Posibles Escenarios para la Amazonía	106
3.5 Posibles Pérdidas de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos	110
3.5.1 Pérdidas en Biodiversidad	110
3.5.2 Pérdidas en Servicios Ecosistémicos y de Contribuciones de la Naturaleza para las Personas	112
3.5.3 Interacción entre Impulsores Directos	113
3.5.4 Ecosistemas de Agua Dulce y Humedales como ejemplos de Interacciones	116
3.6 Oportunidades de la Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos	118
3.6.1 Soluciones basadas en la naturaleza (SbN) para la adaptación al Cambio Climático	118
3.6.2 Bosques	121
3.6.3 Áreas Protegidas	122
3.6.4 Corredores Biológicos en la Amazonía	125
3.6.5 Bioeconomía	125
3.6.6 Restauración de Ecosistemas	134
3.7 Logro de las Metas de Aichi y de los Objetivos para el Desarrollo Sostenible (ODS)	136
3.7.1 Alcance de los Objetivos de Biodiversidad de Aichi	138
Referencias	139

Índice de Estudios de caso

Estudio de caso 3.1 Intereses tras la construcción de la carretera en el Territorio Indígena y Parque Nacional Isiboro Sécur en Bolivia

Estudio de caso 3.2 Las hidrovías sudamericanas y la hidrovía Amazónica

Estudio de caso 3.3 Manejo forestal maderable y no maderable realizado por la Asociación Agroextractivista de las Comunidades de la Reserva de Desarrollo Sostenible (RDS) del río Uatumã (AACRDSU), BRASIL

Estudio de caso 3.4 Actividades de exploración de hidrocarburos y pueblos indígenas en aislamiento voluntario, Caso Tacana II en Bolivia

Estudio de caso 3.5 Crecimiento de la minería ilegal en Venezuela

Estudio de caso 3.6 Las rutas del narcotráfico en la Amazonía

Estudio de caso 3.7 “Amazonía viva, humanidad segura”, contribuciones de los pueblos indígenas de la Amazonía en la mitigación del Cambio Climático

Estudio de caso 3.8 El pez Paiche (Arapaima gigas), una especie introducida en Bolivia, con importancia comercial creciente

Estudio de caso 3.9 El tráfico de colmillos y otras partes del jaguar

Estudio de caso 3.10 La ratificación del Tratado de Libre Comercio entre la Unión Europea y el bloque Mercosur: ¿la deforestación como un obstáculo a las exportaciones agrícolas?

Estudio de caso 3.11 El plan para el cuidado del territorio del pueblo Wapichan en Guyana. Baokopa’o wa di’itinpan wadauniinao ati’o nii — Pensando juntos para las generaciones que vienen detrás de nosotros

Estudio de caso 3.12 Contraposición de las áreas protegidas y su gestión versus la conservación y autogestión en resguardos indígenas en Colombia

Estudio de caso 3.13 Manejo forestal responsable de la nuez amazónica en comunidades indígenas, Pueblo indígena Paiter Suruí. Tierra Indígena Sete de Setembro, Cacoal, estado de Rondônia, Brasil

Estudio de caso 3.14 Manejando los bosques de producción para la conservación de la biodiversidad. Cursos regionales para el fortalecimiento de capacidades en los Países Miembros de la OTCA (2018), basados en las Directrices para la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad en los bosques tropicales de producción (Organización Internacional de las Maderas Tropicales - OIMT y UICN, 2009)

Estudio de caso 3.15 La deforestación no es necesaria en Brasil en los próximos 20 años

Estudio de caso 3.16 Sistemas agroforestales, producción de pulpas de frutas y recolección de castaña en diferentes sitios de manejo, Asociación Agroforestal de Productores Agroecológicos de Madre de Dios (APAE-MD), Bolivia

Índice de Tablas

Tabla 3.1 Consolidado de coberturas presentes en la región Amazónica Colombiana del 2002 al 2020

Tabla 3.2 Número de cabezas de ganado entre 2015 y 2020 en la Amazonía colombiana

Tabla 3.3 Aumento en la superficie urbana de la Amazonía colombiana

Tabla 3.4 Número de solicitudes mineras y su superficie en la región Amazónica colombiana del 2008 al 2018

Tabla 3.5 Ejemplos de acciones en minería artesanal y pequeña escala, impactos e intereses focales de biodiversidad

Tabla 3.6 Anfibios y reptiles introducidos en la región Amazónica

Tabla 3.7 Valoración en percentiles indicadores WGI para los países de la Amazonía

Tabla 3.8 Crecimiento económico y su importancia en los países de la Amazonía

Tabla 3.9 Indicadores energéticos en los países de la Amazonía

Tabla 3.10 Coeficiente de Gini sobre desigualdad en los países de la Amazonía

Tabla 3.11 Indicadores demográficos relevantes en la economía en los países de la Amazonía

Tabla 3.12 Porcentaje de cambio de la deforestación en áreas protegidas de la Amazonía colombiana luego de la firma del Acuerdo de Paz

Tabla 3.13 Proyectos en la Amazonía con enfoque de SbN

Índice de Figuras

Figura 3.1 (a) Paisajes de Bosques intactos (IFL, 2020).
(b) Avance en la degradación de los Paisajes de Bosques intactos

Figura 3.2 Serie temporal de la estación seca (del 1 de julio al 31 de octubre), conteo de incendios activos, tasa anual de deforestación, emisiones de partículas de fuego de carbono negro (BC, sigla en inglés) y de carbón orgánico (OC, sigla en inglés) y de profundidad óptica de aerosoles (AOD, sigla en inglés) sobre la Amazonía Legal Brasileña (BLA, sigla en inglés)

Figura 3.3 Hotspots de pérdida de bosque en la Amazonía 2020

Figura 3.4 (a) Impactos por la construcción de carreteras en la Amazonía: Carreteras y deforestación
(b) Impactos por la construcción de carreteras en la Amazonía: Carreteras, áreas protegidas y territorios indígenas

Figura 3.5 (a) Hidroeléctricas en la Amazonía: Fase de implementación
(b) Hidroeléctricas en la Amazonía: Potencia (Mw)

Figura 3.6 Estado y proporción de las áreas de petróleo y gas en los países de la Amazonía

Figura 3.7 Distribución de sitios de extracción de oro con cambios significativos en la cobertura forestal entre 2001 – 2006 y 2007 – 2013

Figura 3.8 Realidad de la minería ilegal en los países amazónicos

Figura 3.9 Kilómetros cuadrados promedio de cultivos de coca entre 1999 y 2020

Figura 3.10 Principales rutas fluviales para el transporte y tráfico de drogas ilícitas en el norte de la Amazonía

Figura 3.11 Mapa 49: Sensibilidad biofísica por tipo de vegetación ante sequías en la Región Amazónica

Figura 3.12 Efectos extratropicales sobre la precipitación debido a la deforestación en cada una de las tres principales regiones tropicales

Figura 3.13 Diagrama de los procesos e interacciones que empujan a los bosques amazónicos más allá de sus “puntos de inflexión” ecológicos

Figuras 3.14 Datos macroeconómicos de relevancia que permiten entender las tendencias existentes en los países de la Amazonía

- (a) Monto actividad económica producción interna bruta nominal en los países de la Amazonía
- (b) Tasa de crecimiento monto actividad económica, producción interna bruta en los países de la Amazonía
- (c) Monto actividad económica producción interna bruta nominal per cápita en los países de la Amazonía
- (d) Consumo de energía anual per cápita en los países de la Amazonía
- (e) Población en los países de la Amazonía
- (f) Esperanza de vida en los países de la Amazonía
- (g) Tasa de fertilidad por mujer en los países de la Amazonía
- (h) Índice de Gini de Actividad económica en los países de la Amazonía
- (i) Distribución de la superficie terrestre Amazónica al 2020 por país

Figura 3.15 Tasas de deforestación en tierras gobernadas por indígenas (promedio anual entre 2000 y 2012)

Figura 3.16 Impactos de la deforestación en la calidad del aire y la salud pública

Figura 3.17 El cuello de botella del Antropoceno temprano y el futuro de los bosques tropicales

Figura 3.18 Pérdida de bosques y perturbaciones en Paisajes de Bosques intactos

Figura 3.19 Humedales de la Amazonía

Figura 3.20 Mapa de proyectos de la IUCN a nivel global sobre SbN, 2022

Figura 3.21 Programa de Áreas Protegidas de la Amazonía (ARPA) de Brasil

Figura 3.22 Estado actual de la bioeconomía en la Región Amazónica

Figura 3.23 Valor biológico de los bosques tropicales con tala selectiva

Figura 3.24 Tendencias de ODS en la Amazonía, análisis preliminar

Resumen Ejecutivo

De acuerdo con los criterios unificados, la Región Amazónica se extiende aproximadamente en un área de 7'918.682,31 Km², mientras que la cuenca del río Amazonas estrictamente hablando, cubre un área de 6.118.000 Km² (OTCA & CIIFEN, 2021). Comprende el 44% de la superficie de América del Sur y alberga el bosque tropical contiguo más grande del mundo con un 10% de la diversidad biológica del planeta, según la Organización del Tratado de Cooperación Amazónica, (OTCA, 2021).

En los últimos años, la degradación y la pérdida de su biodiversidad se ha incrementado amenazando además sus funciones ambientales y servicios que son de importancia vital para los pueblos indígenas que dependen de ellos para su subsistencia. Entre 1985 y 2020 la región Amazónica perdió 69 millones de ha de bosque, mientras que la superficie agropecuaria se incrementó en un 151% entre 1985 y 2020 (Proyecto Mapbiomas Amazonía, 2021).

El presente capítulo analiza los principales motores o impulsores de las amenazas para la diversidad biológica, las funciones y los servicios en la Amazonía. También se revisan las principales pérdidas y transformaciones de la naturaleza que ocurren en la actualidad. El abordaje de los impulsores de las amenazas se realizó tomando en cuenta el marco conceptual de la Plataforma Intergubernamental sobre la Diversidad Biológica y Servicios Ecosistémicos (IPBES) en su Decisión IPBES-2/4 (<http://www.ipbes.net>).

El marco conceptual de la Plataforma comprende seis elementos interrelacionados entre sí que constituyen un sistema socio-ecológico que funciona en diversas escalas temporales y espaciales:

1. Naturaleza.
2. Contribuciones de la Naturaleza para las Personas (NCP, sigla en inglés).
3. Activos antropógenos: instituciones y sistemas de gobernanza
4. Impulsores indirectos de cambio.
5. Impulsores directos de cambio y
6. Buena calidad de vida. (Decisión IPBES-2/4: Marco conceptual)

De esos componentes, este capítulo hará énfasis en los “impulsores del cambio”, expresión que se refiere a factores externos que afectan a la sociedad y sus sistemas de conocimientos, infraestructura, educación, etc., así como a los beneficios de la naturaleza para las personas y su buena

calidad de vida. Estos impulsores pueden ser: directos naturales porque no están bajo el control de los seres humanos, como los terremotos, tsunamis, erupciones volcánicas u otros fenómenos meteorológicos extremos. Igualmente, los impulsores directos pueden ser de origen antropogénico, como resultado de las decisiones humanas, por ejemplo, por la conversión del hábitat, la degradación, la deforestación, la explotación silvestre, los contaminantes y el cambio climático, entre otros. Los impulsores también pueden ser indirectos, los cuales están relacionados con las instituciones, los sistemas de gobernanza, sus interacciones y las políticas, entre otros.

Principales hallazgos y mensajes fuerza de este capítulo:

- 1. Se necesitan medidas urgentes desde los gobiernos, el sector privado y la sociedad civil para evitar una mayor deforestación en la Amazonía y no caer en un punto de inflexión o de no retorno. Las responsabilidades de cada uno de los actores necesitan ser contundentes, articuladas y solidarias en el corto plazo (*Bien establecido*).**

La selva viene siendo sustituida por la ganadería, las plantaciones de soja o soya, los asentamientos agrarios, la minería, las centrales hidroeléctricas y la urbanización no planificada. Estos cambios en el uso del suelo se inician en gran medida con el uso del fuego para eliminar el bosque, situación que en los últimos dos años ha mostrado una tendencia de incremento, afectando la capacidad de resiliencia y adaptación.

El aumento de la frecuencia de los incendios debido al calentamiento global puede interactuar con la deforestación y acelerarla hasta alcanzar un punto de inflexión que resulte en una muerte regresiva y significativa del bosque amazónico.

Por eso, es necesario superar las visiones fragmentadas y llevar a cabo acciones transfronterizas conjuntas que trasciendan los límites nacionales de los Estados Amazónicos, considerando la Región Amazónica como un ser vivo, completamente integrado e interconectado.

- 2. El uso intensivo del bosque Amazónico y sus ecosistemas asociados tienen impactos económicos positivos, pero desfavorables para la conservación de la Amazonía (*Bien establecido*).**

La Amazonía ha sido transformada por los procesos de colonización, la expansión de la frontera agropecuaria legal e ilegal y el acaparamiento de tierras, acelerando la deforestación y fragmentación de las selvas primarias con impacto negativo en la riqueza y pérdida de especies, con efectos en cadena que afectan e influyen en la provisión de los servicios ecosistémicos y en las Contribuciones de la Naturaleza para las Personas (NCP, sigla en inglés), tomado del concepto *Nature's Contributions to People* (IPBES).

Es primordial eliminar los círculos viciosos de retroalimentación y la degradación extensiva.

Encontrar caminos sostenibles para la Amazonía, como una Visión de Amazonía Viva, deben articularse con los instrumentos económicos y políticas globales, incluyendo los acuerdos sobre cambio climático, conservación del medio ambiente y la biodiversidad, el enfoque gobernanza ambiental y social (ESG, sigla en inglés) y las metas globales como los Objetivos de Desarrollo Sostenibles (ODS).

Entre 2011 y 2019, la mayoría de las especies han sido afectadas por los incendios debido a la reducción de sus hábitats. Para el 2050, es decir en 27 años, se estima que la superficie forestal de la selva amazónica se perdería hasta en un 40%, lo cual tendría un impacto en los hábitats de las especies. Se calcula que la reducción de individuos alcanzaría un 85% de las especies amenazadas que habitan en los ecosistemas por la pérdida sustancial de sus hábitats.

3. Actividades ilícitas diversas, el monocultivo y la ganadería afectan negativamente el bosque, su biodiversidad y servicios ecosistémicos, amenazando y vulnerando a los pueblos indígenas y comunidades campesinas (*Bien establecido*).

El tráfico ilegal de vida silvestre es un problema creciente en la Región Andino-Amazónica, que amenaza la supervivencia de diversas especies, socava la buena gobernanza y viola las leyes nacionales y los tratados internacionales, amenazando la seguridad alimentaria y el bienestar cultural de las comunidades indígenas.

En efecto, se muestra un aumento en la deforestación y en los incendios forestales de origen antrópico en la Amazonía colombiana, desde la firma del Acuerdo de Paz, explicada por una falta de gobernanza y ausencia del Estado en los territorios anteriormente aislados por el conflicto.

4. El cambio climático tiene efectos sobre los ecosistemas y funciones ambientales de la Cuenca/Región Amazónica, con fuertes implicaciones en el ciclo hidrológico del piedemonte andino-amazónico, por lo tanto, se necesita desarrollar e incorporar medidas de adaptación y mitigación como prioridades en las políticas públicas en los países que comparten la cuenca (*Bien establecido*).

Teniendo en cuenta las normas culturales existentes, se requieren procesos participativos para enfocarse en las principales causas que hacen vulnerable el bioma amazónico, por lo cual, se necesita del conocimiento técnico, pero además de criterios de gobernanza, control sobre los recursos y otras limitaciones que existen, principalmente para el desarrollo de una infraestructura resiliente y adaptada a las características de la región.

Los Estados Amazónicos deben empezar a proponer proyectos e iniciativas que surjan desde las necesidades comunales, que sean sostenibles y que permitan la autodeterminación y desarrollo pleno de las comunidades indígenas que coexisten en espacios protegidos en la Amazonía.

5. Existe evidencia que la conservación y utilización de los bosques amazónicos brindan una serie de oportunidades a las comunidades para tener un desarrollo sostenible (*Bien establecido*).

Es importante resaltar las acciones de conservación distintas de las áreas protegidas y que también son esenciales, como: Otras Medidas Efectivas de Conservación Basadas en Áreas (OECM), basadas en la Decisión 14/8 de 2018 del Convenio sobre la Diversidad Biológica como “un área geográficamente definida diferente a un área protegida, la cual está gobernada y gestionada efectivamente para que se logren resultados positivos y sostenidos a largo plazo para la conservación in situ de la biodiversidad, las funciones y los servicios ecosistémicos asociados; y los valores culturales, espirituales, socioeconómicos y otros valores localmente relevantes cuando sea el caso”.

De igual modo, el enfoque multifuncional ‘paisajes’, que incluye a las personas y las Contribuciones de la Naturaleza a las Personas (NCP), pueden significativamente minimizar e invertir el clima y otros impactos sobre la naturaleza. Asimismo, el Enfoque basado en Ecosistemas (EbE) y las Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN) junto con la restauración ecológica, son fundamentales en un enfoque transfronterizo.

Los bosques manejados con vocación forestal deben desempeñar un papel importante en la conservación de la biodiversidad global, ya que las áreas estrictamente protegidas, donde todas las actividades extractivas están prohibidas, son simplemente insuficientes para lograr los objetivos globales de conservación de la biodiversidad.

En la Amazonía, la restauración representa un proceso complejo y de alto costo, que sólo debe utilizarse como último recurso y será más eficaz si se complementa con otras medidas de conservación como la protección de bosques primarios. Sin embargo, la restauración es reconocida como uno de los mecanismos más relevantes para la recuperación y prevención ante los puntos de inflexión ocasionados por los incendios.

Se destacan oportunidades de sinergias existentes en: las técnicas de extracción de impacto reducido (EIR); los procesos de certificación del Forest Stewardship Council, (FSC), que indican que una empresa, por ejemplo, cumple con los estándares de gestión forestal responsable y sostenible; y en enfoques como el de Altos Valores de Conservación.

3.1 Impulsores Directos Naturales

Durante las últimas décadas del siglo XX se han producido eventos naturales de una magnitud extraordinaria, de consecuencias catastróficas para la población mundial. Los umbrales de tolerancia ante los riesgos de la naturaleza han disminuido por el propio crecimiento de la población mundial y la ocupación intensiva del territorio (Vilchez, *et al.*, 2022).

3.1.1 Perturbaciones Naturales

Las fuentes de perturbación natural en la Amazonía incluyen: cambios en el clima, variaciones en las precipitaciones, aumento del nivel del mar, huracanes, deslizamientos de tierra, fuego (incendios) y volcanes. Las respuestas de los bosques tropicales a las formas pasadas de perturbación pueden facilitar nuestra comprensión acerca de la capacidad de estos ecosistemas para responder a los eventos presentes y futuros. Aunque generalmente se acepta que, si se deja el tiempo suficiente, la selva tropical se recuperará.

La recuperación de los bosques tropicales amazónicos, como respuesta a las perturbaciones naturales, son una adaptación a lo largo del tiempo y se trata de mecanismos que aumentan su resiliencia frente al cambio ambiental (Cole *et al.*, 2014). La tasa de recuperación más lenta aparente puede atribuirse a los impulsores abióticos actuales, como la fertilidad del suelo y el clima, e influencias bióticas como las historias de vida de la vegetación que determinan la composición funcional del grupo, la diversidad de especies de árboles y la estructura de edad. Según Cole *et al.*, (2014) la frecuencia de los eventos de perturbación del pasado desempeña el papel más importante en los mecanismos de resiliencia frente al cambio ambiental (Ferreira & Prance, 1999).

En el bosque tropical amazónico, la quema es la principal fuente de partículas que se arrojan al ambiente, como el carbono negro en aerosol (partículas carbonosas que absorben la luz), una vez estén depositadas en grandes cantidades sobre el hielo reducen significativamente el albedo de la nieve, es decir la capacidad que tiene de reflejar la radiación solar, por lo tanto, en última instancia, aceleran el derretimiento de la nieve y el hielo de glaciares andinos.

La quema de biomasa en América del Sur ocurre en gran medida durante la transición entre estaciones secas y húmedas (agosto a octubre) provocando la eliminación húmeda del carbón negro en aerosol. Además, durante este período de tiempo, la cubierta de nubes sigue siendo baja y la radiación solar es alta sobre los glaciares andinos tropicales facilitando que la depositación o deposición de partículas sólidas como polvo y carbón negro en aerosol, sea de gran relevancia. Brasil y Bolivia son los dos países más afectados, representando el 70 % y el 10 % de las observaciones de eventos de incendios, siendo atribuidos a las altas tasas de deforestación y a los eventos de El Niño, lo que provocó sequías extremas en la Amazonía (de Magalhães *et al.*, 2019).

3.2 Impulsores Directos Antropogénicos

3.2.1 Degradación del Hábitat

El crecimiento demográfico ha llevado al aumento progresivo de la demanda de recursos, debido al escalamiento social de sus requerimientos, transformando entre un 40 y un 50% los ecosistemas naturales de sabanas, selvas y humedales en sistemas agrícolas y urbanos (Chapin, et al., 2000, Ellis, 2015). Esto ha causado efectos negativos sobre el clima, la fertilidad del suelo, los ciclos biogeoquímicos, el uso del suelo y la diversidad a diferentes escalas espaciales (Sánchez-Cuervo et al., 2012, Ellis, 2015, Ellis et al., 2010, Ceballos et al., 2017, Geeta et al., 2014).

Los ecosistemas naturales terrestres han sido reemplazados por nuevos espacios de cultivo (12%) y pastizales para la ganadería (25%), siendo los principales motores de transformación de la estructura y funcionalidad del paisaje a diferentes escalas espaciales y temporales (Bowen et al., 2007, Ellis, 2015, Rosling, 2010), incluyendo la cobertura y uso de los suelos, lo cual se traduce en la deforestación, la defaunación y el cambio de uso del suelo (Sánchez-Cuervo et al., 2012, Bowen et al., 2007, Dirzo & García, 1992, Laurance et al., 2002).

Los procesos de tala en la Amazonía han sido permanentes y en diferentes intensidades, configurando distintos patrones del uso del suelo y, por ende, diferentes dinámicas de deforestación (Ellis, 2015, Sánchez-Cuervo et al., 2012). Las matrices para representar la información se caracterizan por tener una mayor exposición y cambio en las variables abióticas tales como: la intensidad y frecuencia del viento, la temperatura, la radiación solar, la humedad relativa, un mayor flujo de agua, una alta erosión hídrica o salina de los suelos, entre otras (Murcia, 1995, Saunders & Hobbs, 1991, Saunders et al., 2012).

En este sentido, dependiendo del uso, los sistemas antropogénicos afectan la calidad y cantidad del hábitat tanto de la vegetación como la fauna que se encuentra en los bordes de los fragmentos remanente de selva y los cuerpos de agua (Didham, Kapos, & Ewers, 2012, Murcia, 1995, Saunders & Hobbs, 1991).

La fragmentación en ecosistemas tropicales también impacta directamente las densidades de las poblaciones y el número de especies, especialmente las especies endémicas (Butchart et al., 2010). La degradación y la pérdida de hábitat ocasionados por los procesos de transformación de los ecosistemas (Didham et al., 2012, Seddon et al., 2014) tienen como consecuencia la extinción de especies, especialmente de los grupos taxonómicos más sensibles a las perturbaciones (Thompson & Donnelly, 2018, Seddon et al., 2014).

De esta manera, la Amazonía ha sido transformada por los procesos de colonización, expansión de la frontera agropecuaria legal (ej. cultivos de palma, cacao, ganadería intensiva y extensiva, entre otras) e ilegal (ej. cultivos de coca, amapola y marihuana, extracción de productos maderables, explotación de yacimientos petroleros y de minerales: oro, materiales de construcción, coltán, entre otros), y acaparamiento de tierras, acelerando la deforestación y fragmentación de las selvas primarias (Etter *et al.*, 2006, Etter *et al.*, 2008, Kalamandeen *et al.*, 2018, Murcia-Garcia *et al.*, 2016).

Como consecuencia de la disminución en la estructura y la complejidad del hábitat, existe un impacto negativo en la riqueza de especies, que puede llevar a la pérdida de especies (Cepal y Patrimonio Natural, 2013, Gardner *et al.*, 2007, Kalamandeen *et al.*, 2018, Marengo *et al.*, 2018).

3.2.1.1 Deforestación y Cambio de Uso de Suelo

Analizando la Amazonía como un todo, estudios recientes apuntan que la selva viene siendo sustituida por la ganadería, la plantación de soja, los asentamientos agrarios, la minería, las centrales hidroeléctricas y la urbanización (Silva Junior *et al.*, 2022). Estos cambios en el uso del suelo se inician en gran medida con el uso del fuego para eliminar el bosque. Además de la liberación de las reservas de carbono a la atmósfera y la reducción de la calidad del suelo, el fuego transforma las áreas afectadas en lugares más secos, facilitando la aparición de nuevos incendios forestales en un ciclo de retroalimentación que aún puede ser potenciado por las variaciones estacionales de humedad, causadas, por ejemplo, por las anomalías de temperatura en la superficie de los océanos (Silva Junior *et al.*, 2022).

Para el período 2001-2019, Brasil tenía la mayor área afectada por el fuego (~770x103 Km², ~54,7%), seguido por Bolivia (~570x103 Km², ~ 40%). Otros países suman el resto de las áreas afectadas por el fuego en la Cuenca/Región Amazónica: Perú: 2,7%; Colombia 1,3%; Suriname 0,5% y Guyana: 0,3%; Venezuela y Ecuador corresponden a 0,0% (Silva Junior *et al.*, 2022).

No obstante, otras investigaciones llaman la atención sobre áreas que no fueron blanco de incendios forestales y completa deforestación, pero fueron impactadas directamente por actividades de extracción maderera, ocupación por asentamientos, modificadas por la construcción de carreteras y otros factores, conocidas como áreas afectadas por degradación o desastres naturales (D/ND) que suman, en el período 1995-2017, adicionales 366 x103 Km² ($\pm 20.1 \times 103 \text{ Km}^2$) a la Cuenca Amazónica (Bullock *et al.*, 2020).

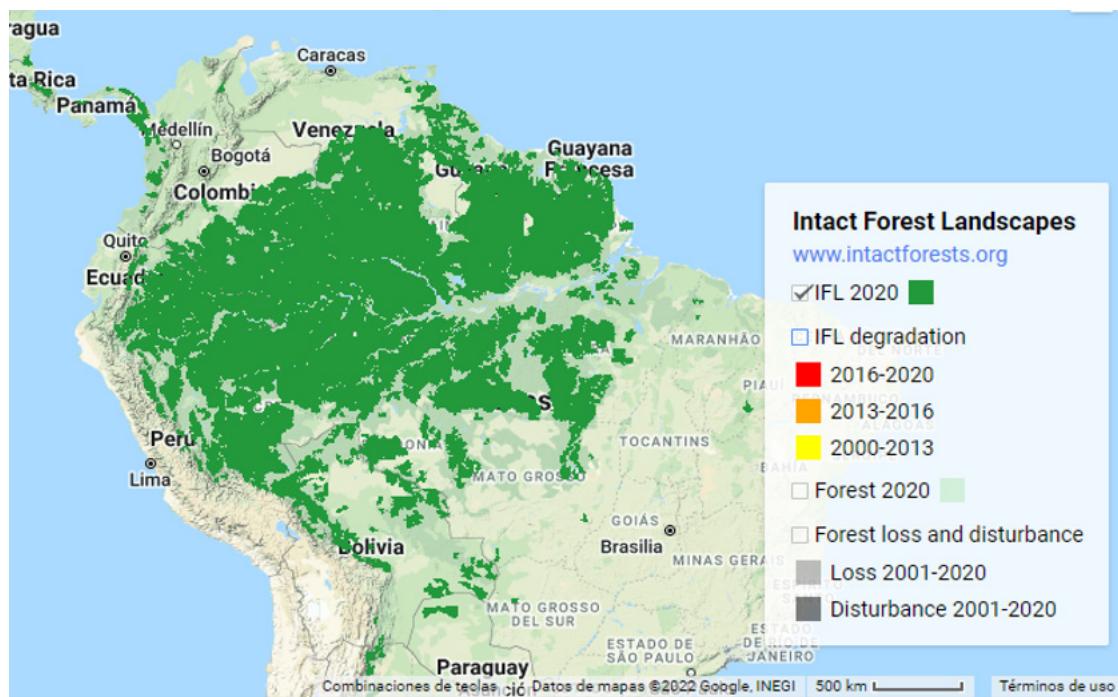


Figura 3.1 (a) Paisajes de Bosques intactos (IFL, 2020).

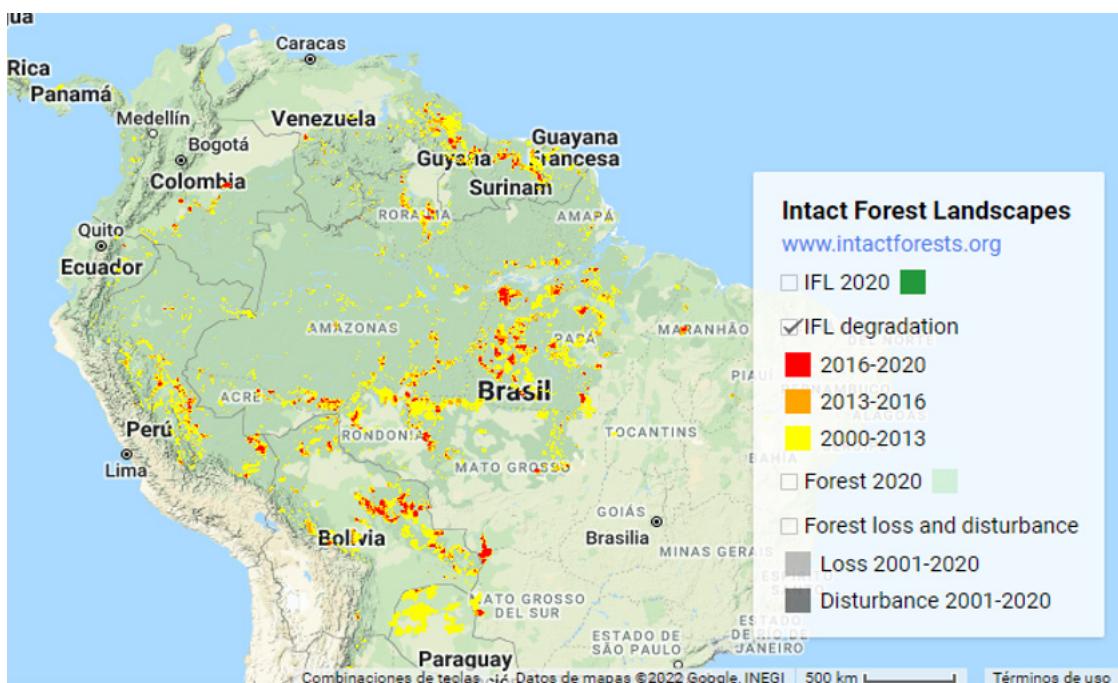


Figura 3.1 (b) Avance en la degradación de los Paisajes de Bosques intactos

Fuente: <http://www.intactforests.org>

En el período 2000-2019, la producción de soja saltó de 26.4 Mha a 55.1 Mha (Song *et al.*, 2021) ocurriendo en su mayoría sobre áreas de bosque convertidas en pastizales. En la Amazonía brasileña, el área productiva de soja creció más de diez veces (de 0.4 Mha a 4.6 Mha) en el mismo período y se estima que en América del Sur la soja es responsable por el 9% de toda la deforestación de la Amazonía (Song *et al.*, 2021).

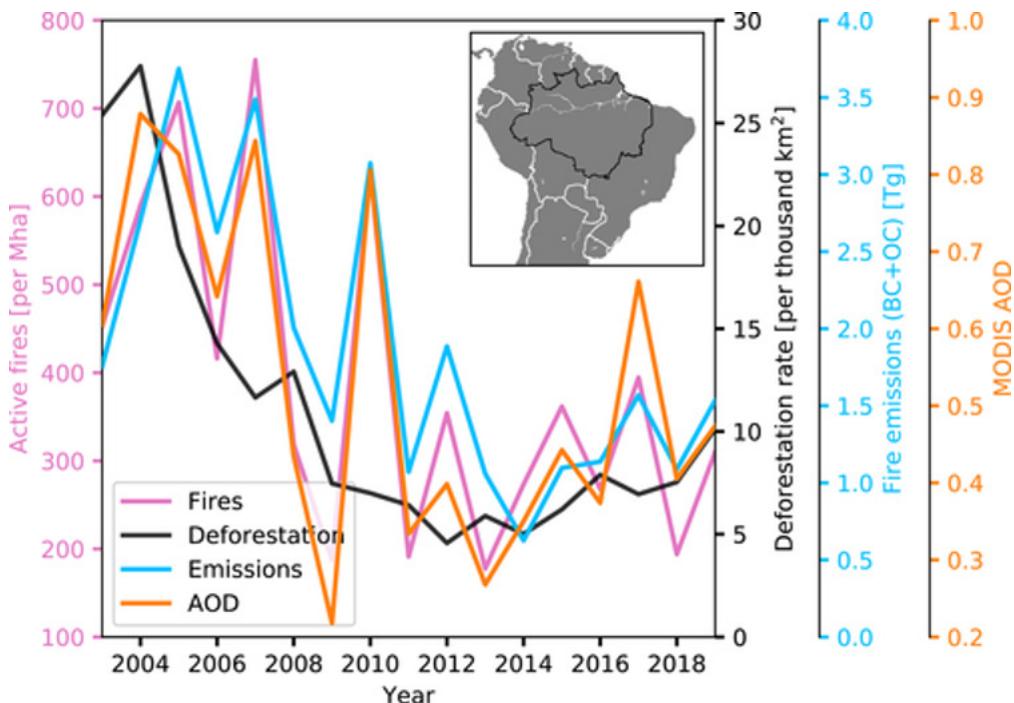


Figura 3.2 Serie temporal de la estación seca (del 1 de julio al 31 de octubre), conteo de incendios activos, tasa anual de deforestación, emisiones de partículas de fuego de carbono negro (BC, sigla en inglés) y de carbón orgánico (OC, sigla en inglés) y de profundidad óptica de aerosoles (AOD, sigla en inglés) sobre la Amazonía Legal Brasileña (BLA, sigla en inglés).

Nota. La imagen del mapa insertado muestra el límite de la BLA (línea negra) y la extensión del dominio del modelo de Química acoplado en línea de Weather Research and Forecasting.

Fuente: (Butt *et al.*, 2021).

El caso peruano es diferente, ya que la actividad agropecuaria no representa la principal amenaza para los bosques, siendo la segunda en extensión, sus presiones se dan por plantaciones de café y cacao, especialmente en las áreas de mayor altitud, aceite de palma además de minería de oro a escala artesanal (Rojas *et al.*, 2021).

En Ecuador, la mayor deforestación ocurrió en la década de los años 90 con tasas anuales medias de 1.291,5 Km²/año (Sierra, 2013). Las carreteras fueron el factor más importante en la deforestación en Ecuador (Bonilla-Bedoya *et al.*, 2018, Sierra, 2013), en algunos casos, asociada a políticas de incentivo como la política forestal y las áreas de explotación forestal legal (Bonilla-Bedoya *et al.*, 2018). En la última década, las tasas de deforestación disminuyeron del 5% al 80% dependiendo de los cantones (división político-administrativa de segundo nivel, por debajo de la provincia).

En Bolivia, la agricultura de soja y la ganadería son los principales conductores de los cambios de uso del suelo, representan más del 60% de los cambios observados de uso del suelo (Killeen *et al.*, 2008). Este patrón sugiere fuertes relaciones entre la deforestación y los mercados urbanos nacional e internacional tanto por la demanda de *commodities*, es decir, productos básicos, recursos naturales o materias primas, y otros productos de la actividad agropecuaria, como por la migración

inducida hacia nuevos asentamientos cuando la productividad de los primeros asentamientos extractivistas se redujeron (Killeen *et al.*, 2008). En los últimos años con los incendios del 2019 y 2020 fueron registrados los índices más altos de focos de calor de los últimos 10 años (Vos, 2020).

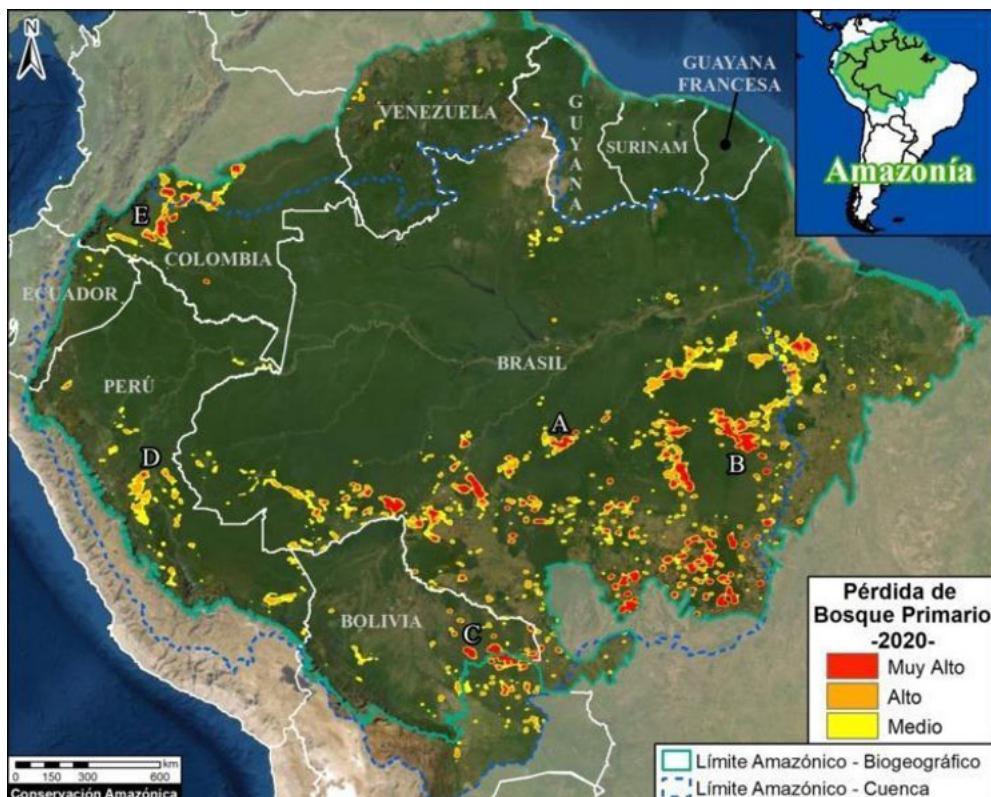


Figura 3.3 Hotspots de pérdida de bosque en la Amazonía 2020. Datos: Hansen/UMD/Google/USGS/NASA, RAISG, MAAP

Fuente: <https://www.maaproject.org/2021/amazon-2020/>

Fearnside (2005) resalta que las transformaciones en el uso de suelo no sólo inciden en las especies forestales, sino que tienen una afectación en cadena, con implicancias de orden ecosistémico, perturbando a miles de especies interconectadas (Vos *et al.*, 2020) y sus servicios, y funciones ecosistémicas. Los cambios en el régimen hidrológico vienen siendo correlacionados con las alteraciones regionales en los patrones pluviométricos y también apuntan la proximidad de un Tipping point (punto de inflexión) de la cobertura forestal en la Cuenca/Región Amazónica.

Las condiciones subyacentes a la deforestación, por el retorno económico que genera la apropiación de tierras, su uso y la deforestación, continúan actuando como refuerzos y no son contempladas por las acciones contra la deforestación o represión. Este hecho muestra que mucho de lo que se debe hacer para combatir la deforestación está fuera del alcance de las agencias de control ambiental, ya que involucran acciones relacionadas con la economía, como leyes tributarias y acceso al crédito rural, o al planeamiento del desarrollo regional y nacional, como la apertura de carreteras, infraestructura y minería.

Tabla 3.1 Consolidado de coberturas presentes en la región Amazónica Colombiana del 2002 al 2020

Coberturas Amazónicas	2002		2007		2012		2014		2016		2018		2020	
	Suma de Área (km ²)	Número de coberturas	Suma de Área (km ²)	Número de coberturas	Suma de Área (km ²)	Número de coberturas	Suma de Área (km ²)	Número de coberturas	Suma de Área (km ²)	Número de coberturas	Suma de Área (km ²)	Número de coberturas	Suma de Área (km ²)	Número de coberturas
Zonas urbanizadas	57,89	163	71,03	203	52,88	97	97,82	321	104,36	347	113,22	368	126,12	390
Zonas industriales o comerciales y redes de comunicación	10,11	42	12,33	46	39,32	184	14,63	65	15,031	67	15,32	68	18,29	72
Exploración minera e hidrocarburos			0,30	4	0,58	6	1,919	15	6,25	22	4,42	17	4,244	16
Cultivos transitarios							34,26	22	31,65	19	52,21	51	58,46	68
Palma de Aceite							39,37	6	59,87	11	54,86	12	63,41	14
Pastos	16274, 37	10263	20690, 81	9395	23868, 75	12568	25334, 44	13939	27594, 49	15508	27135, 53	16641	28260, 45	15855
Áreas agrícolas heterogéneas	8711, 95	8473	13147, 40	13968	12631, 98	16800	12268, 94	19419	10389, 87	21322	10720, 74	26740	13736, 58	27751
Bosques	17529, 85	5782	414163, 17	51096	410411, 9225	56945	407145, 42	56723	405413, 05	56825	402854, 41	46919	400314, 22	47759
Áreas con vegetación herbácea y/o arbus-tiva	2631, 44	1835	28804, 35	19232	30104, 17	22148	32041, 68	26109	31860, 34	30101	35376, 41	31622	33808, 56	30475
Áreas abiertas, sin o con poca vegetación	419773, 48	47789	413,58	1406	125,19	148	410,28	1674	2008, 63	3463	1127, 73	2399	955, 38	1834
Áreas húmedas continen-tales	645, 70	860	356,01	480	322,20	459	222,27	295	240,69	322	241,64	320	248,92	329
Aguas con-tinentales	15821, 12	34837	5417, 15	23655	5519, 13	26071	5462, 08	25967	5348, 89	25856	5379, 62	17100	5481, 48	16978
Sin información	1620, 23	208					3,002	2	3,002	2				
Total general	483. 076	110.2 52	483. 076	119. 485	483. 076	135. 426	483. 076	144. 557	483. 076	153. 865	483. 076	142. 257	483. 076	141. 541

Fuente: Tomado y reinterpretado de Coberturas de la Tierra en la Amazonia colombiana del 2002 al 2020. Instituto Sinchi-Datos Abiertos (<https://datos.siatac.co/pages/coberturas>).

3.2.1.2 Ganadería

En la Cuenca/Región Amazónica, la ganadería ha aumentado progresivamente, transformando la selva en amplias extensiones de pastos. Este proceso de apropiación y posesión de grandes extensiones de tierras ha generado ecosistemas terrestres fragmentados que se caracterizan por mosaicos de bosque maduro y secundario hasta sistemas agrícolas y ganaderos (Etter *et al.*, 2006, 2008).

La ganadería es uno de los principales motores de la deforestación legal e ilegal en la Amazonía, especialmente en Colombia, Brasil, Bolivia, Ecuador, Perú y Venezuela, presentándose las cifras más altas en Colombia y Brasil, generando la pérdida de la selva y cambios de uso del suelo.

La ganadería en la región Amazónica es una actividad económica que requiere bajos costos de inversión con una alta generación de empleo durante el desmonte según la Federación Colombiana de Ganaderos – FEDEGAN, 2019, (López *et al.*, 2020, Molinares *et al.*, 2019, Tapasco *et al.*, 2015) y representa una rentabilidad inmediata (López *et al.*, 2020); además de la consolidación de los procesos de apropiación indebida de baldíos y en algunos casos, la facilidad de lavado de activos del narcotráfico (Botero, 2020, López *et al.*, 2020).

En Colombia, durante los últimos cinco años, los reportes muestran a la región Amazónica, como la más crítica dentro de sus núcleos de deforestación (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM, 2017, 2018a), siendo objeto de una ampliación de la frontera agrícola no planificada y el establecimiento de ganadería extensiva e intensiva en los departamentos de Caquetá, Meta, Guaviare y Putumayo (Botero, 2020, IDEAM, 2018b) (Tabla 3.2). El aumento en el número de cabezas de ganado (2018) en estos departamentos llega aproximadamente a 2.478.385 cabezas de ganado, mientras la deforestación asciende. En las zonas lecheras, se reemplazó el bosque por pasturas de kykuyo (*Pennisetum clandestinum*) y algunos rye grass (*Lolium spp.*); mientras que las zonas de ceba reemplazaron el bosque con pasturas de *Brachiaria spp* (Tapasco *et al.*, 2015).

Tabla 3.2 Número de cabezas de ganado entre 2015 y 2020 en la Amazonía colombiana

DEPARTAMENTOS	2015	2016	2017	2018	2020
Caquetá	1.350.855	1.340.049	1.760.862	1.809.702	2.115.476
Putumayo	203.048	197.611	253.287	255.912	308.023
Amazonas	2.317	1.264	637	823	561
Guainía	4.703	4.703	4.547	4.547	5.484
Guaviare	283.274	281.611	405.188	406.242	522.411
Vaupés	1.144	1.223	1.159	1.159	1.217
Región Amazónica Colombiana	1.845.341	1.826.461	2.425.680	2.478.385	2.953.172

Fuente: FEDEGAN, 2019.

En Brasil, la ganadería ilegal ha sido el motor subyacente del aumento de la violencia y las confiscaciones ilegales de tierras que han marcado la Amazonía brasileña. Debido a que Brasil es uno de los países que más exporta carne de ganado en el mundo, sus principales mercados son Hong Kong, China, Egipto, la Unión Europea y Chile (Amnesty, 2019). Para el 2018, el número de cabezas de ganado en la región de la Amazonía brasileña superó los 86 millones; valor que fue incrementando a un ritmo de casi cuatro veces mayor (20,5%) que el incremento nacional (5,5%). Tras la deforestación e incendios destructivos, amplias extensiones de selva se han perdido ilegalmente por la cría de ganado dentro de algunas áreas protegidas (Amnesty, 2019).

En comparación con Colombia y Brasil, en Bolivia, Ecuador, Perú y Venezuela, la ganadería es una actividad económica pequeña y local, la cual permite la seguridad alimentaria a nivel regional y nacional. Sin embargo, esta es una de las principales causas de deforestación, debido a prácticas agropecuarias inadecuadas, haciendo uso excesivo de químicos que alteran el equilibrio ecológico de los ecosistemas amazónicos.

3.2.1.3 Urbanización

La Amazonía ha sido ocupada por al menos 12 mil años y existe evidencia de poblaciones grandes que modificaban y manejaban su entorno para la producción (Clement *et al.*, 2015, Wilson *et al.*, 2015). Sin embargo, se estima que luego del contacto con el europeo, la población se diezmó drásticamente debido a enfermedades epidémicas, hambre, esclavitud y violencia (Clement *et al.*, 2015). Durante la colonización, los asentamientos respondieron a las estrategias geopolíticas y económicas (Hecht *et al.*, 2021). Por esta razón, la Amazonia presenta un mosaico de formas de poblamiento, mezclas de modelos indígenas, religiosos, militares o comerciales (Hecht *et al.*, 2021, Uribe & Guzmán, 2022). Las ciudades misioneras iban desde el río de La Plata hasta Bolivia hasta las bocas de los ríos Orinoco y Amazonas. Los centros de comercio se situaron usualmente cerca a la confluencia de los ríos en Iquitos, Manaos y Santarem.

Durante los períodos de extracción de caucho, varias ciudades crecieron y se fortalecieron, e incluso después del auge, continuaron perpetuando procesos de extracción ilícitos y lícitos, como el comercio de pieles, la madera, el oro, la coca, especies medicinales o más recientemente especies alimenticias como el asaí (Hecht *et al.*, 2021).

Para participar de estas actividades, las personas migraron de diversos lugares de los países amazónicos, transformando el paisaje y el funcionamiento de los ecosistemas, generando la deforestación debido a la apertura de caminos, áreas de cultivo, o actividades como la cacería y la pesca. Por otra parte, debido a que los procesos extractivistas obligan a moverse hacia ciudades para la venta de productos, es común encontrar un tipo de urbanismo multisitio (Hecht *et al.*, 2021) es decir casas temporales en las que se habita por proyectos familiares o comerciales y casas desde donde realizan los procesos de extracción.

Desde el año 2000, se encuentra la Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional en Sur (IIRSA) manejada por el Consejo Suramericano sobre Infraestructura y Planificación (COSIPLAN), la cual incentiva los corredores Atlántico-Pacífico a través de la construcción y/o adecuación de carreteras, puertos, aeropuertos, puentes, túneles, ferrocarriles, centrales hidroeléctricas y redes eléctricas (COSIPLAN, 2013, Hecht *et al.*, 2021).

3.2.1.3.1 Origen e Impulsores del Poblamiento Amazónico

Brasil. El 85% de la población vive en áreas urbanas según la Encuesta Nacional por Muestreo de Domicilios (PNAD, 2017). En las últimas décadas ha habido un conjunto de políticas y prácticas que se instrumentalizan para construir, modelar y disciplinar una espacialidad en el espacio urbano y la adopción de un conjunto de medidas cuya expresión material es la creación de parques metropolitanos que reconfiguran su morfología; surgen ante los procesos de pérdida de cobertura verde, identidad urbana y naturaleza urbanizada (dos Santos, 2020).

Colombia. La Amazonía colombiana tiene una extensión aproximada de 483.164 Km², que representa el 42,3% del área continental del país (Arcila-Niño & Salazar-Cardona, 2011, Murcia *et al.*, 2014) y el 6,8% de la Gran Amazonía (Peña Briceño *et al.*, 2016). En la región coexisten varias categorías dentro del ordenamiento político-administrativo. El poblamiento de la Amazonía Colombiana ha sido dinámico debido a factores sociales, económicos y políticos. En la Amazonía, las zonas amparadas por los créditos y programas estatales permitieron la consolidación de la colonización, a través de la apertura de vías de acceso (ej. la carretera Marginal de la Selva) y la estructuración de espacios urbanos y rurales basados en procesos políticos, económicos y sociales extractivos (Gómez *et al.*, 2015).

Con esto, se inició una migración intrarregional de colonos y campesinos hacia nuevas áreas de colonización dentro del mismo departamento o fuera de él, especialmente en el Caquetá, Putu-

mayo, Amazonas, Guaviare y los países vecinos de Ecuador y Perú (Marín-Taborda, 2002, Pineda Camacho, 1992), ya que la región presentaba amplias oportunidades de fuentes de trabajo esporádico como la extracción maderera en el Caquetá, las explotaciones petroleras y extracción de maderas finas como el cedro en el Putumayo, el oro de filón en la serranía de Naquén en el departamento de Guainía y Vaupés (Arcila-Niño, 2010, Arcila-Niño & Salazar-Cardona, 2011) y, posteriormente la bonanza de la marihuana y la coca en toda la región (Pedraza, 1990).

Tabla 3.3 Aumento en la superficie urbana de la Amazonía colombiana

Años	Zonas urbanizadas (km ²)	Zonas industriales o comerciales y redes de comunicación (km ²)
2002	57.893	10.112
2007	71.034	12.335
2012	52.888	39.327
2014	97.829	14.634
2016	104.366	15.032
2018	113.222	15.327
2020	126.129	18.293

Fuente: Tomado y reinterpretado de Coberturas de la Tierra en la Amazonía colombiana del 2002 al 2020. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas - SINCHI, Datos Abiertos (<https://datos.siatac.co/pages/coberturas>).

Perú. Perú comprende el 10% del territorio amazónico con 782.880 Km². En Perú, las únicas carreteras localizadas en la Amazonía son: la Marginal de la Selva, que une las ciudades de Tarapoto, Bellavista, Juanqui, Tocachi y Tingo María, y la carretera que une Pucallpa con Cruzeiro do Sul.

Bolivia. Bolivia posee cerca de 400.000 Km² de bosque tropical. Santa Cruz de la Sierra es la primera ciudad en Bolivia y la segunda en Latinoamérica en términos de crecimiento poblacional y venta de suelos, a nivel global es la decimocuarta ciudad con más rápido crecimiento, cerca del 4% entre 2006 y 2020 (Castelli *et al.*, 2017). En Bolivia, a diferencia de Brasil, fue el mercado del caucho el que abrió la región e integró la Amazonía boliviana al mercado mundial, mediante la colonización y la subsecuente urbanización (Stoian, 2005). Los procesos extractivistas han pasado del caucho a la extracción de la nuez de Brasil o castaña, la madera, el palmito, el resurgimiento de los cultivos de caucho y en la actualidad, la hoja de coca.

Ecuador. En Ecuador, Wilson *et al.*, (2015) reconocen cuatro fases de urbanización en la Amazonía desde la llegada de los españoles en 1531: el boom del caucho, la exploración petrolera, las misiones católicas que ocasionaron el aumento de carreteras y el establecimiento de una in-

fraestructura de servicios a los pobladores rurales (Mena *et al.*, 2006, Cabrera Barona *et al.*, 2020). Por último, a partir de la implementación de proyectos estratégicos en las regiones “menos desarrolladas” como parte de las políticas del presidente Rafael Correa: carreteras, aeropuertos, puentes, cambios en la matriz productiva, para lo cual se crearon universidades, se impulsó el turismo, y la creación de pueblos denominados Ciudades del Milenio. Dos de estas, Playas de Cuyabeno y Pañacocha, se inauguraron en 2013 y 2014, respectivamente.

3.2.1.3.2 Consecuencias de la Urbanización sobre la Diversidad Biológica

La urbanización es una de las causas de cambio del hábitat de más rápido crecimiento, prevalencia y duración (Seto, Guneralp & Hutyra, 2012). Afecta igualmente los servicios de los ecosistemas, ya que aumenta la contaminación urbana y la deforestación acelerada de las riberas de los ríos y quebradas. El aumento de la población en las ciudades genera una creciente demanda de recursos y una presión cada vez mayor sobre los servicios de los ecosistemas locales (Mansur *et al.*, 2016). Además, de la expansión urbana ha conducido a la deforestación de las cabeceras de río como es el caso del Piraí en Santa Cruz de la Sierra, principalmente impulsada por las técnicas de tala y quema de los agricultores locales, que se utilizan para reclamar nuevas tierras agrícolas y pastos de los bosques (Castelli *et al.*, 2017).

Por ejemplo, de 2000 a 2010 la población de Pará, Brasil, creció a una tasa media anual del 2,04%, según el Instituto Brasileño de Geografía y Estadística (IBGE, 2000, 2010a), mientras que en Brasil la tasa media anual fue del 1,17% (IBGE, 2000, 2010a). Este rápido crecimiento demográfico se refleja también en la población urbana. Entre los estados de la Amazonía Legal (área geográfica que comprende nueve estados), Pará presentó la mayor tasa de crecimiento de la población urbana en las últimas décadas: 16,02% entre 1991 y 2010. A su vez Pará presenta las mayores tasas de deforestación de la Amazonía brasileña desde 2006. Se estima que más de 148 mil km² han sido deforestados desde 1988, lo que equivale al 34% de la deforestación registrada para toda la Amazonia Legal por el Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales (INPE, 2020, Ribeiro *et al.*, 2022). Las ciudades de la región amazónica muestran una tendencia de degradación de los ambientes naturales con la pérdida de la cobertura natural (de Carvalho & Szlafsztein, 2019).

Por otra parte, la urbanización trae como consecuencia cambios en los patrones de consumo de animales del bosque. En la triple frontera entre Brasil, Colombia y Perú se estimó un consumo de 473 t anuales de carne de monte (van Vliet *et al.*, 2014, El Bizri *et al.*, 2020).

3.2.1.4 Infraestructura

La expansión de la infraestructura principalmente con relación al acceso y energía son reconocidas como factores de importancia para los cambios estructurales a nivel político, social y económico en la Amazonía, según el Panel Científico por la Amazonía (PCA, 2021). La integración y geopolítica a nivel regional y mundial impulsan el desarrollo de infraestructuras a gran escala (PCA, 2021).

Los proyectos de infraestructura se insertan en un marco de macro política escalar de corredores logísticos para *commodities* y grandes cadenas de *commodities* mundiales (Cardoso & Pereira, 2020). Desde los Estados, se impulsa una territorialización de diferentes agentes económicos (bancos, fondos, empresas multinacionales y cooperación) (Cardoso & Pereira, 2020).

Dentro de la infraestructura más relevante están las carreteras, los puertos, las hidrovías, los ferrocarriles, las represas que también implican centrales hidroeléctricas y termoeléctricas (PCA, 2021, Cardoso & Pereira, 2020), oleoductos, gasoductos y minería (Mere-Roncal *et al.*, 2021).

Según la Red Amazónica de Información Socioambiental - RAISG (2018), “la apertura de carreteras, ferrocarriles e hidrovías en la región amazónica siempre ha sido y será el principal vector de transformación del territorio”. Peralta (2021) resalta el rol del Consejo Sudamericano de Infraestructura y Planeamiento (COSIPLAN), el cual es una continuidad de lo que era la Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional Sudamericana (IIRSA), su objetivo está centrado en facilitar el comercio a nivel regional y global, a través del desarrollo de una infraestructura terrestre, aérea y fluvial (Mere-Roncal *et al.*, 2021).

Peralta (2021) cita como ejemplo que, en la Amazonía Boliviana hay al menos 16 proyectos nacionales; 12 de integración regional en el eje Perú-Bolivia-Brasil; y cuatro proyectos en el eje interoceánico. En dichos proyectos, los impactos locales no sólo implican deforestación y degradación forestal, sino contaminación de los cuerpos de agua, afectaciones de la biodiversidad y su conectividad, incluyendo violencia en comunidades campesinas e indígenas. Además de estos impactos, Mere-Roncal *et al.*, (2021) mencionan la fragmentación, la caza furtiva e incendios; a nivel social, se agrega la corrupción, el acaparamiento de tierras, conflictos humanos, incremento en la migración, situación que tiene la tendencia a un aumento en la Amazonía.

3.2.1.4.1 Carreteras

Para el 2050, alrededor del 90% de los nuevos proyectos de infraestructura se concentran en los países en desarrollo, los trópicos representan el eje principal de esta expansión vial (Calixto, 2019). Sólo entre 2012 y 2018 hubo un incremento de 96.500 a 136.000 km de carreteras en la Amazonía (Ver Figura 3.4) de los cuales, 16.900 km atraviesan territorios indígenas y 9.100 están en áreas protegidas (RAISG, 2012, RAISG, 2018).

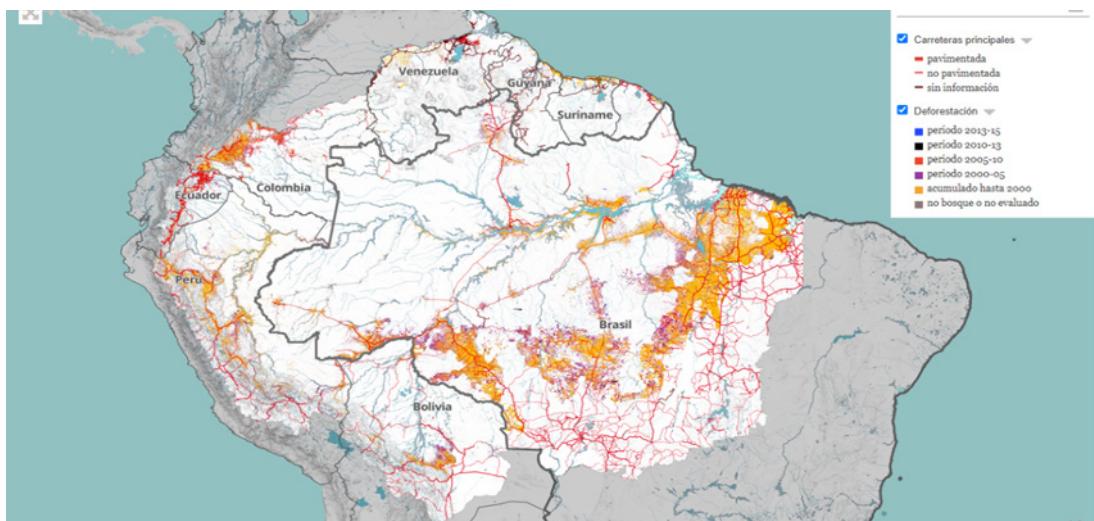


Figura 3.4 (a) Impactos por la construcción de carreteras en la Amazonía: Carreteras y deforestación

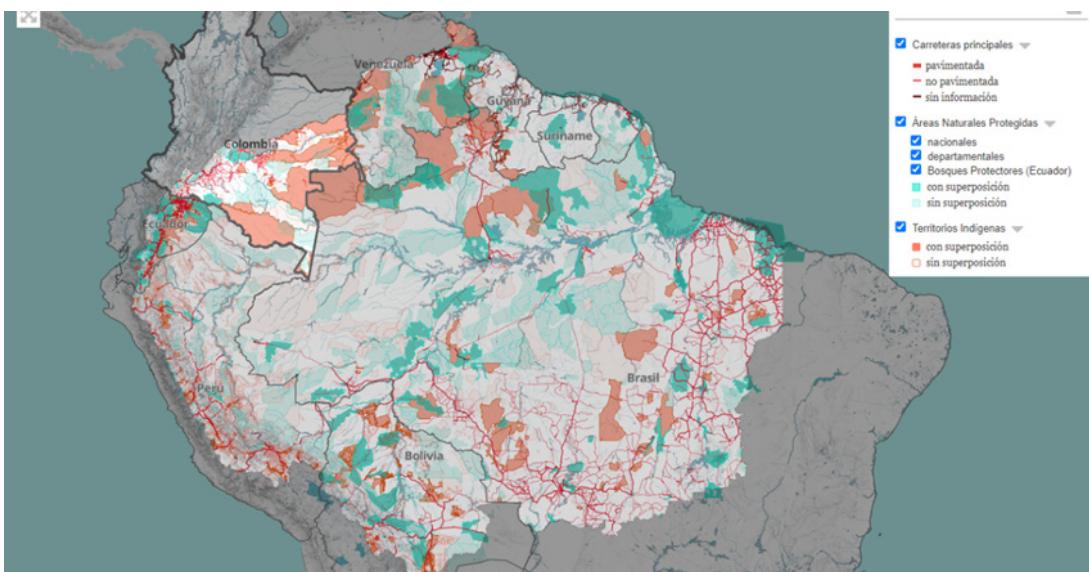


Figura 3.4 (b) Impactos por la construcción de carreteras en la Amazonía: Carreteras, áreas protegidas y territorios indígenas

Fuente: RAISG, 2018.

La densidad vial incrementó de 12,4 Km/Km² a 18,7 Km/ Km². Entre 2012 y 2020, Perú, Bolivia y Brasil son los países con mayor aumento de vías pavimentadas en territorio amazónico (RAISG, 2020). Las carreteras son uno de los principales impulsores de la deforestación y la especulación de la tierra en la Amazonía, esta última ligada al latifundio y comercialización, principalmente en Brasil, Colombia y Ecuador (PCA, 2021). Representan el primer acceso a lugares remotos con grandes potenciales económicos (Calixto, 2019) y son un factor determinante del cambio de uso de suelo.

Calixto (2019) indica que en los cambios de uso de suelo asociados a la expansión de la infraestructura vial se encuentran las actividades agroindustriales a gran escala, la tala selectiva, la agricultura de pequeña escala y la ganadería (caso Perú). En la Amazonía brasileña varios estudios evidencian una íntima conexión entre la expansión de carreteras y la deforestación.

Los impactos de una nueva carretera en bosques tropicales dependen de las condiciones bajo las que ésta se constituye. Estas condiciones incluyen el entorno biofísico (pendiente, lluvia y calidad del suelo), factores socioeconómicos (políticas nacionales, inversiones anteriores de infraestructura y tasas de deforestación), y el desarrollo previo (carreteras, deforestaciones pasadas, proximidad a áreas urbanas y actividades económicas existentes).

En ese sentido, en regiones con un desarrollo previo considerable, las nuevas carreteras pueden disminuir la pérdida de bosques e incrementar la producción en las áreas existentes. Mientras que, en áreas prístinas, los impactos a largo plazo son exponenciales (Pfaff *et al.*, 2009).

El establecimiento de una carretera tendrá un bajo impacto forestal si el desarrollo previo es intermedio (no existencia de caminos anteriores y una deforestación hasta de un 25%), la carretera producirá un impacto alto, y, si el desarrollo previo es alto (áreas con carreteras anteriores más una deforestación previa de más del 25%) la carretera tendría un bajo impacto forestal (Pfaff *et al.*, 2018).

La evidencia existente está bien establecida, en la cual la pérdida de bosques tiende a propagarse vertiginosamente alrededor de caminos recién construidos y/o pavimentados, generando redes de caminos secundarios no planificados que aumentan la extensión espacial de la alteración del hábitat y el ingreso de actividades extractivistas. Por ejemplo, en Brasil, por cada kilómetro de camino construido de manera legal, hay cerca de tres kilómetros de caminos ilegales y de deforestación (Fernández-Llamazares *et al.*, 2018).

Uno de los impactos indirectos de actividades como la extracción de madera y la explotación minera y de hidrocarburos es la apertura de rutas que facilitan el acceso hacia zonas remotas, con lo cual se incrementan actividades de tala (por madereros), cacería, deforestación e incluso, nuevos asentamientos humanos, con afectaciones culturales a los pueblos indígenas.

Algunos ejemplos de carreteras que han sido construidas en los últimos años y de las que se siguen evaluando sus efectos son:

- En Brasil: la BR-16/pavimentación.
- En Perú: la Interoceánica Sur.
- En Colombia: en el arco noroccidental, la oficialización de las vías terciarias construidas por la antigua guerrilla de las FARC en el Parque Nacional Serranía de Chiribiquete, en la Reserva Nacional Natural Nukak y en el Parque Natural Tinigua del departamento del Meta.
- En Bolivia: los conflictos por la construcción de la nueva carretera Villa Tunari-San Ignacio de Moxos en el Parque Nacional y Territorio Indígena Isiboro Sécuré (TIPNIS).
- En Venezuela: el incremento de caminos fluviales y terrestres para el tráfico de coca reportados por la Organización Regional de Pueblos Indígenas de Amazonas (ORPIA) y Wataniba.

Estudio de caso 3.1 Intereses tras la construcción de la carretera en el Territorio Indígena y Parque Nacional Isiboro Sécur en Bolivia

Autora: Sandra Acebey

El Territorio Indígena y Parque Nacional Isiboro Sécur (TIPNIS) cuenta con tres etnias Tsimane, Mojeño y Yuracaré y éste es sólo uno de los ejemplos de la situación en la Amazonía. A pesar de que este territorio es un área protegida (AP) nacional enfrenta desde hace varios años un avasallamiento sistemático asociado a la pobreza, conflictos con madereros, falta de protección, relaciones conflictivas con colonos, hasta un plan de construcción de un camino de 306 Km (Villa Tunari - San Ignacio), dando lugar a que se pierda el 65% de la superficie forestal del área en tan sólo 18 años (Hoffmann & Torres-Heuchel, 2013).

La carretera ha sido considerada como una amenaza para la subsistencia de las comunidades indígenas, no solo porque divide en dos el área protegida, sino por las consecuencias y factores asociados como: incremento en la deforestación, incremento y despojo de la tierra para incrementar las áreas de siembra de hoja de coca con nuevos asentamientos de colonos, incremento del narcotráfico, incremento de la caza furtiva, la pesca y cambio de uso de suelo (Colque, 2017).

Como área protegida, el TIPNIS posee una gran biodiversidad y funciones ambientales con un buen estado de conservación y una alta vulnerabilidad a los cambios de uso de suelo y transformación del paisaje (Capriles, 2012). La construcción de la carretera en medio del TIPNIS tiene el apoyo de los colonos que han penetrado en el área protegida, debido a sus intereses, principalmente el cultivo de coca. Tres grupos: la población de San Ignacio de Moxos, los colonos del TIPNIS y los cocaleros serían los directos beneficiarios, que serán muy pequeños en relación con los altos costos de realizarlo, sin contar la importante deuda económica para el país (Muiba, 2012).

Si bien existe una Ley de Intangibilidad (Ley 180) que detuvo la construcción, ello ocurrió únicamente en el tramo II (parte que cruza el TIPNIS), mientras que el tramo I y la parte del tramo II que ya estaban en construcción, así como la red de caminos secundarios que cruzan la parte sur del área protegida continúan su desarrollo con niveles alarmantes de deforestación.

Según Fernández-Llamazares *et al.*, (2018), el TIPNIS ha perdido más de 230.000 ha de bosque, el 65% de esta pérdida ha sido registrada dentro de los 5 km de caminos preexistentes (área del polígono 7, zona de colonización) (Cauthin, 2022).

El hecho de que los migrantes generalmente causan las tasas de deforestación per cápita más altas que las comunidades indígenas locales ha sido ampliamente investigado en otras partes de la Amazonía y a menudo, se ha relacionado con el cultivo de la coca, llamado como fenómeno “narco deforestación”.

Con un potencial agrícola modesto y valores ambientales altos, el TIPNIS parecería presentar un ejemplo para la Amazonía, en que el desarrollo de la infraestructura vial no es una alternativa sustentable. La degradación de la protección legal del TIPNIS corre el riesgo de sentar un peligroso precedente en la región, la deforestación continuará si no se toman medidas urgentes contra la constante expansión de las carreteras y si no se respetan los derechos de las comunidades locales e indígenas. (Fernández-Llamazares *et al.* 2018).

3.2.1.4.2 Puertos

Los puertos están relacionados con la agroindustria (ganadería y soya) y enfocados a la reducción de costos de productos de exportación. Sólo en Brasil, se cuenta con alrededor de 100 grandes puertos industriales y otros en proyección (PCA, 2021). En el estado de Pará existen varios “puertos del agronegocio” (Rodrigues y Lima, 2019). En operación: la Compañía de Navegación y Puertos/Cianport (en Itaituba, con conexión logística con su puerto en Santana, en el estado de Amapá). Están en planificación más de 35 puertos en el complejo Itaituba-Rurópolis, y en el complejo Barcarena-Abaetetuba, más de 20 puertos.

Otra importante infraestructura de almacenamiento de granos es Cianport y Caramuru Alimentos, en Santana (Amapá), que son puertos sincronizadores y cooperadores de la logística internacional de las cadenas de suministro global y que se enlazan con puertos en Pará.

Según Rodrigues (2018), además hay otros puertos que componen la logística internacional de las cadenas de suministro global como “puerto alimentador”, es decir, puertos de combustibles que se conectan con la fluidez económica global, abasteciendo carros, carretas, barcazas y a las empresas portuarias. En el caso de Santana, están el puerto del grupo Itaipava y el Terminal de Granéis Líquidos de Amapá. Las carreteras y vías navegables forman parte de sistemas de transporte multimodal diseñados para promover grandes cantidades de mercancías a grandes distancias hacia los puertos de exportación (Humphreys, *et al.*, 2018).

La conversión del uso de suelo asociada a los puertos tiene que ver también con operaciones ilegales de minería de oro y la pérdida de bosques, así como con cambios en la pesca, que brindan oportunidades a barcazas en desmedro de los pescadores tradicionales (Andreoni, 2020). La circulación de embarcaciones de mayor porte puede tener perturbaciones en la biodiversidad acuática principalmente.

3.2.1.4.3 Represas y Centrales Hidroeléctricas

Consideradas a nivel regional como una estrategia relevante para el desarrollo en la región, hasta el 2021 se reportaron 307 represas hidroeléctricas en operación y 239 en planificación (PCA, 2021), con importantes impactos a nivel social, principalmente en los medios de vida que dependen de la piscicultura, los ecosistemas acuáticos y especies en amenaza. Además, la construcción y uso de represas puede generar emisiones de CO₂, metano y otros contaminantes que afectan los ecosistemas acuáticos (PCA, 2021). También alteran los caudales de los ríos y los niveles de oxígeno (PCA, 2021), especialmente si son mayores a 10 MW. Como se muestra en la Figura 3.5, en la Amazonía hay 28 hidroeléctricas en operación con una capacidad mayor a 300 MW (RAISG, 2021).

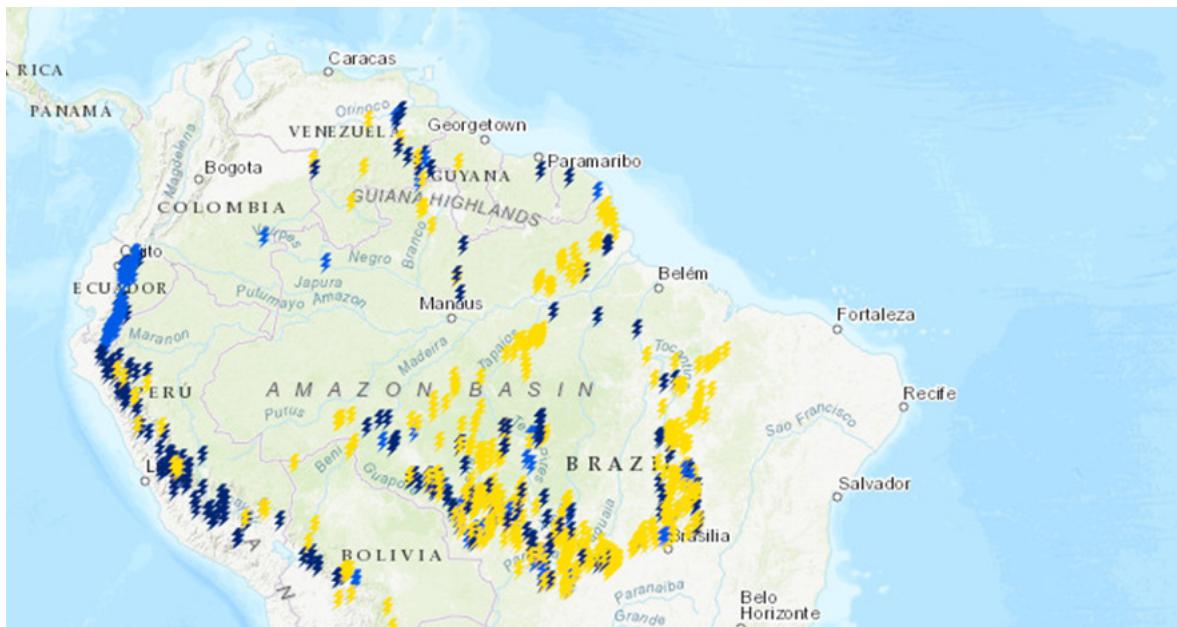


Figura 3.5 (a) Hidroeléctricas en la Amazonía: Fase de implementación

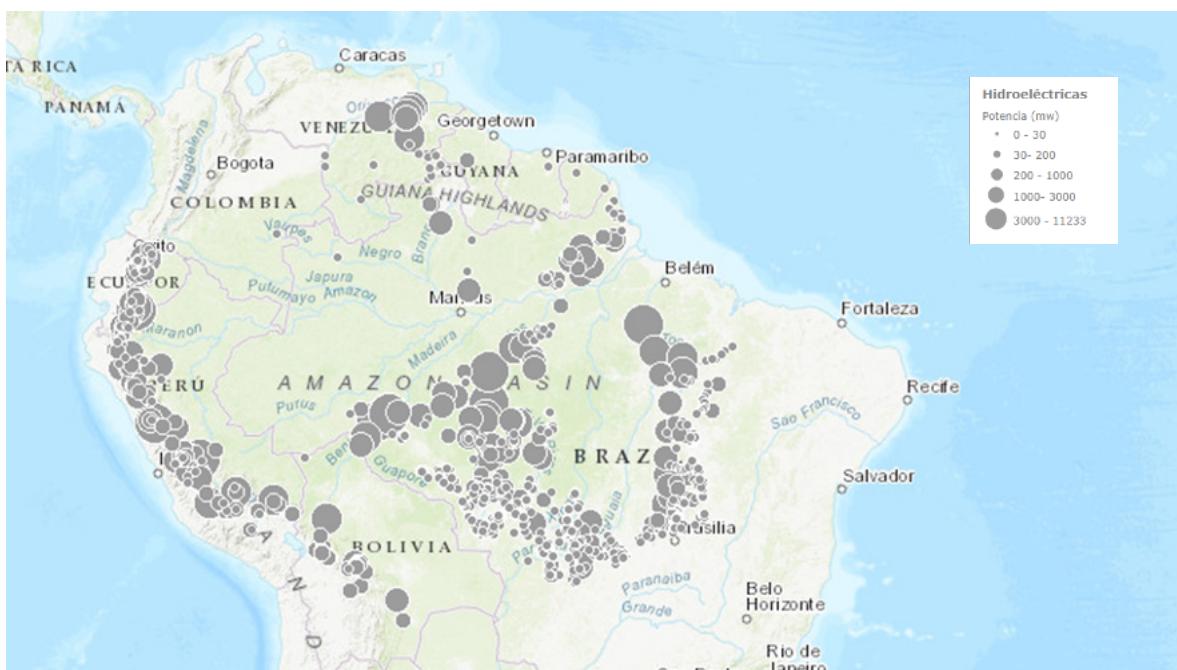


Figura 3.5 (b) Hidroeléctricas en la Amazonía: Potencia (Mw)

Fuente: RAISG, 2021.

Los principales impactos de las represas se relacionan con los organismos vivos, con las comunidades de peces (por la pérdida de hábitat, la fragmentación de las rutas migratorias y cambios en el régimen hidrológico de los bosques inundados, así como los cambios en la riqueza, estructura y funcionalidad de especies a causa de las transformaciones de agua lótica a lénática); los mamíferos acuáticos (delfines o bufones); los reptiles (tortugas y cocodrilos) y los insectos (relacionados con la fragmentación de poblaciones, interrupción del flujo genético incrementando su vulnerabilidad, tamaño poblacional, efectos en la reproducción debido a que inundan zonas de reproducción, y efectos en zonas de cambio de corrientes en los ecosistemas acuáticos).

Las represas también generan emisiones de gases de efecto invernadero (metano producido por los embalses estratificados, CO₂ por la descomposición de árboles muertos a causa de las inundaciones no naturales) y las alteraciones de los flujos de sedimentos, por cambio en el ciclo hidrológico natural por sedimentos que quedan en los embalses (RAISG, 2018. Ej. Complejo Hidroeléctrico São Luiz do Tapajós).

3.2.1.4.4 Hidrovías

En Brasil, las hidrovías de mayor relevancia son: Teles-Pires y Tapajós, la Hidrovía do Brasil (Itaituba y Barcarena), la Unitapajós (*joint venture* de Amaggi e Bunge) (Itaituba y Barcarena), la Cargill (Itaituba), la Transporte Bertolini (Itaituba) y la ADM (Barcarena) (Cardoso & Pereira, 2020).

En la Amazonía colombiana, los principales ríos son naveables por tramos, ya que se encuentran interrumpidos por raudales rápidos y cachiveras, es decir, puntos en los que el agua fluye a gran velocidad y fuerza, que limitan el transporte de mercancías pesadas y voluminosas hacia los pueblos y ciudades amazónicas colombianas. Los dos únicos ríos que tienen una navegabilidad casi constante son los ríos Putumayo y el tramo del río Amazonas, que flanquea como frontera sur con Perú. Esta línea de navegación le permite a la ciudad de Leticia adquirir mercancías como combustibles, vehículos y materiales de construcción, entre otros, que no pueden ser llevados vía aérea (por medio de aviones cargueros) debido a su peso y/o volumen. El recorrido empieza en la ciudad de Puerto Asís, en el departamento del Putumayo y se llega hasta la desembocadura del río Putumayo, que en Brasil se llama Içá, luego, se sube río arriba el Amazonas, para llegar hasta la ciudad de Leticia.

Según el Consejo Suramericano de Infraestructura y Planeamiento (COSIPLAN), dentro del eje Amazonas, en el grupo G06:G6 denominado “Red de Hidrovías Amazónicas” y en el subgrupo G1, se encuentra el plan: “Acceso a la Hidrovía del Putumayo”, cuyos objetivos son:

1. Mejorar la logística de integración nacional entre áreas productivas del sur de Colombia, departamento de Nariño, con los departamentos amazónicos del Putumayo y Amazonas y su integración con el norte ecuatoriano (en especial la provincia de Sucumbíos).
2. Mejorar la logística de integración con Brasil y Perú.
3. Potenciar la interconexión del interior del continente con la Cuenca del Pacífico. Se encuentra anclado o relacionado con “el Corredor Vial Tumaco-Pasto-Mocoa-Puerto Asís” (COSIPLAN, 2022).

Dentro del plan de la Hidrovía del río Putumayo se han concluido dos proyectos que son el “Acceso y Adecuación del puerto de Puerto Asís (Muelle La Esmeralda)” y el de “Muelle de Leticia”

con unos costos totales de US \$6 ´ 340.981. Un tercer proyecto es el de Mejoramiento de la Navegabilidad del Río Putumayo – Icá, por un valor de US \$15 ´ 000.000, que se encuentra en la fase de pre-ejecución según la clasificación de la Agenda de Proyectos Prioritarios de Integración (API), (COSIPLAN, 2022).

Estudio de caso 3.2 Las hidrovías sudamericanas y la hidrovía Amazónica

Autor: Alfredo Portilla

Las hidrovías constituyen un factor importante de integración y desarrollo. Las más relevantes están en los ríos: Amazonas, Orinoco, Paraguay/Paraná y Tocantins. Sin embargo, existe un “sistema incipiente” suramericano de navegación fluvial que tiene como eje la interconexión de los ríos de las Cuencas del Orinoco, Amazonas y de La Plata, y que junto a sus tributarios constituyen más de 100 mil km, aptos para el transporte fluvial según el Banco de Desarrollo de América Latina, anteriormente, Corporación Andina de Fomento (CAF, 2016).

A pesar de su potencial, la regulación jurídica de las hidrovías muestra vacíos legales y los acuerdos internacionales, normas regulatorias e institucionalidad vigentes no son completamente aplicados en los países de Sudamérica.

En Perú, en 2012, se informó la aprobación del proyecto Hidrovía Amazónica, el cual se adjudicó en 2017 al consorcio de empresas Cohidro, con participación de capitales chinos; entre 2018 y 2019 se desarrolló el Estudio de Impacto Ambiental detallado. El informe del Servicio Nacional de Certificación Ambiental para las Inversiones Sostenibles (SENACE) emitió 400 observaciones y 565 aportes ciudadanos obtenidos por la opinión técnica de 13 instituciones públicas y 15 Audiencias Públicas, respectivamente. A finales de 2019, Cohidro presentó su desistimiento al proceso de Certificación Ambiental, señalando la no subsanación de observaciones al estudio ambiental debido a un incumplimiento del Estado peruano (SENACE, 2020). El proyecto Hidrovía Amazónica no prosperó en su etapa de evaluación del Estudio de Impacto Ambiental porque se trataba de un proyecto sobredimensionado, con un insuficiente sustento del crecimiento de comercio externo con Brasil, vacíos y debilidades en el marco normativo (Derecho, Ambiente y Recursos Naturales - DAR, 2020).

Existía una sobrevaloración de los beneficios económicos al no incluirse los costos sociales y ambientales, constituyéndose un ejemplo de política, que avanza por voluntad política sin incorporar la dimensión cultural y una completa y correcta consulta previa en el proceso (Reátegui, 2018).

3.2.1.4.5 Ferrocarriles

Principalmente en Brasil, se tiene a la Ferrogrão e Ferrovia Paraense (Cardoso & Pereira, 2020) con aproximadamente 1.000 km que van desde la región productora de cereales de Sinop (Mato Grosso) hasta el puerto de Miritituba (Pará) (RAISG, 2018). Esta ferrovía fue pensada como parte de la consolidación del nuevo corredor ferroviario de exportación en el norte de Brasil, que junto a la carretera BR-163 son una clara amenaza e impulsor de cambio en la región. (RAISG, 2018).

3.2.1.5 Extracción Maderera

El sector forestal formal aporta más de 1,52 billones de dólares a las economías nacionales y representa el 1% del empleo mundial (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura - FAO, 2022). Sin embargo, las vías ilegales e ilícitas superan los 500.000 millones de dólares, un 30% del total (Luna, 2018).

La Amazonía genera el 13% de la producción mundial de madera aserrada tropical, pero desafortunadamente, una gran parte de su extracción se da de manera ilegal (PCA, 2021). Este sector es relevante en la Amazonía, ya que el 45% de los bosques intactos del Amazonas se encuentran en tierras consuetudinarias de los pueblos indígenas, lo cual es clave para entender y avanzar en el reconocimiento de una actividad forestal comunitaria y sostenible para mejorar los medios de vida locales afrontando así una explotación forestal ilegal (FAO, 2022).

Los bosques primarios con la mayor extensión continua del planeta se encuentran en la Amazonía. Sólo la Amazonía brasileña comprende un tercio de los bosques tropicales que quedan en el mundo. La fragmentación derivada de la “corta selectiva” no ha conseguido mejorar las condiciones socioeconómicas de las poblaciones afectadas (Rodríguez, 2016). Así, por ejemplo, entre 1996 y 2016, la producción total de madera en la Amazonía brasileña se incrementó de un 14% a un 85%, siendo el 80% extraída de manera ilegal, conforme a los datos de la Secretaría Brasileña para Asuntos Estratégicos (SAE) y con un aprovechamiento a producto final de apenas un tercio (Rodríguez, 2016).

Las industrias madereras multinacionales han incrementado su interés en la Amazonía debido al agotamiento de las reservas del Sudeste Asiático y África Central (Rodríguez, 2016). Actualmente, las cortas selectivas a gran escala son una de las mayores amenazas para las fronteras forestales. La extracción selectiva de árboles valiosos puede cambiar directamente la estructura y composición de las especies en el ecosistema. Efectos indirectos se suman a la extracción maderera como: la construcción de carreteras, la caza a gran escala y el creciente uso de la madera como combustible o la deforestación para desarrollar proyectos agrícolas, ganaderos y mineros.

Greenpeace (2014) demostró que la mayor parte de los recientes procesos de deforestación en la cuenca Amazónica brasileña están ligados a un aumento de la explotación maderera. De hecho, la construcción de carreteras en la selva y la deforestación de los bosques por los agricultores y ganaderos están por lo general financiadas mediante las ventas de madera tropical (Rodríguez, 2016, Greenpeace, 2014).

Los planes de gestión forestal de Brasil y otros países, si bien son instrumentos legales, muchas veces no se cumplen, y sumado a la falta de capacidad de control en su cumplimiento, no garantizan ni incluyen las vías de deslizamiento (sacar los troncos desde selva adentro hacia los sitios de comercialización), por lo cual muchas empresas extraen la madera directamente de las zonas deforestadas (Greenpeace, 2014).

También la extracción realizada por terceros (aserraderos u otras empresas madereras fantasma) son incorporados de manera ilegal en el mercado internacional con documentos oficiales en países como Perú, Bolivia, Brasil, Ecuador y Colombia (Luna, 2018). Buena parte de la madera ilegal proveniente de Colombia, Brasil y Ecuador es enviada al territorio amazónico peruano, donde es lavada y comercializada. (Luna, 2018).

Otras estrategias de blanqueamiento de madera ilegal son exagerar el volumen total de árboles de especies valiosas dentro del área de un plan de gestión forestal y generar créditos sin autorización de tala ni plan de gestión forestal (Greenpeace, 2014).

En el lado colombiano, el corredor más importante para el tráfico de madera es el río Putumayo. A lo largo de su curso, el río delimita la frontera entre Colombia y Ecuador, y después entre Colombia y Perú (Environmental Investigation Agency, 2019).

Lamentablemente, no existe un plan integral y conjunto entre los países amazónicos para enfrentar el tráfico de madera, tampoco existen normas equiparables, el tráfico de madera solo es considerado como falta administrativa (p. ej. Bolivia, Colombia) mientras que en otros está penado con cárcel (Perú). Las capacidades de control (aduanas, puestos de control militares, por ejemplo) no están estandarizadas dificultando la labor.

Estudio de caso 3.3 Manejo forestal maderable y no maderable realizado por la Asociación Agroextractivista de las Comunidades de la Reserva de Desarrollo Sostenible (RDS) del río Uatumã (AACRDSU), Brasil

Autora: Karen García, con base en informaciones del Instituto de Conservação e Desenvolvimento Sustentável da Amazônia (IDESAM) obtenidas en YouTube (*Uatumã Reserve will be FSC-certified in 2022 – Idesam / Reserva do Uatumã obtém certificação FSC® #Amazônia*):

La Asociación Agroextractivista de Comunidades de la Reserva de Desarrollo Sostenible del Río Uatumã (AACRDSU), conformada por 50 familias de 20 comunidades organizadas, es la única experiencia productiva forestal del Estado del Amazonas del Brasil, que actualmente incluye el manejo y la transformación de recursos forestales nativos tanto maderables como no maderables.

Estos recursos son aprovechados en casi 44 mil hectáreas, en la Reserva de Desarrollo Sostenible (RDS) de Uatumã, (unidad de conservación) bajo la implementación rigurosa y participativa de un Plan de Manejo Comunitario. La iniciativa produce vigas, tablas, traviesas, losas y bordes de varias especies de madera y también productos no maderables como resinas y óleos (*Carapa spp.*, *Copaifera spp.*, *Protium spp.*); frutos de castaña o nuez amazónica (*Bertholletia excelsa*); y otros frutos (*Astrocaryum spp.*, *Dipteryx odorata*.).

Muchos de los productos son parte de la marca colectiva “Inatú Amazônia”, creada en 2020, que hoy día ofrece al mercado una línea de seis aceites (fijos y esenciales) de recursos amazónicos, al igual que artículos hechos de madera.

“Para nosotros, los avances significan el inicio de mejores días, con nuestra producción que va ganando y generando un creciente mejor valor” Diana Prado Costa, presidente de AACRDSU.

Paralelamente, después de un largo proceso que incluyó capacitaciones, asistencia técnica y apoyo institucional, en 2022, AACRDSU recibió las Certificaciones FSC de Manejo Forestal, que “confirman que el bosque se está manejando de manera que preserva la diversidad biológica y beneficia las vidas de las poblaciones y los trabajadores locales, asegurando al mismo tiempo que también sustenta la viabilidad económica”, según FSC (fsc.org). También recibió el certificado de la “Cadena de Custodia” por parte del Instituto para el Manejo y Certificación de Bosques y la Agricultura, (IMAFLORA).

Con la utilización del sello FSC, se pretende el acceso a nuevos mercados, pero también profundizar en un adecuado manejo de las actividades productivas y asociatividad. Para la región, la certificación FSC puede contribuir al manejo forestal en el estado, incrementando las condiciones para que éste sea un vector de desarrollo en el territorio, mejorando la calidad de vida y valorando bosques en pie.

Instituciones aliadas: Fundo Amazonia del Ministerio de Economía, Secretaría de Medio Ambiente del Gobierno del Estado de Amazonas, IDESAM, FSC Brasil, IMAFLORA.

3.2.1.6 Hidrocarburos

A nivel mundial, las concesiones de petróleo y gas se superponen con 408.000 Km² de los Paisajes Forestales Intactos¹ (7,85% del área total de IFL, sigla en inglés). Las actividades hidrocarburíferas en la Amazonía se concentran en mayor proporción en el occidente, donde se distribuyen en 355 concesiones (límite biogeográfico), según datos de la Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada (RAISG, 2020). Con base a la normativa de cada país, reciben una diferente denominación y estatus.

La actividad se desarrolla en Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela. Tal como se puede observar en la Figura 3.6, la explotación de hidrocarburos se desarrolla en 104 áreas y es dada en mayor proporción en Ecuador, Bolivia, Colombia, Perú, Brasil y Venezuela.

Existen otras 91 áreas con actividades de exploración principalmente en Colombia y Brasil, y se proyectan nuevas áreas potenciales sobre todo en Perú, Colombia y Bolivia. Según Grantham et al., (2021), Bolivia es el país con mayor superposición de áreas de contrato hidrocarburíferos con territorio de paisajes forestales intactos, seguido de Colombia y luego Perú.

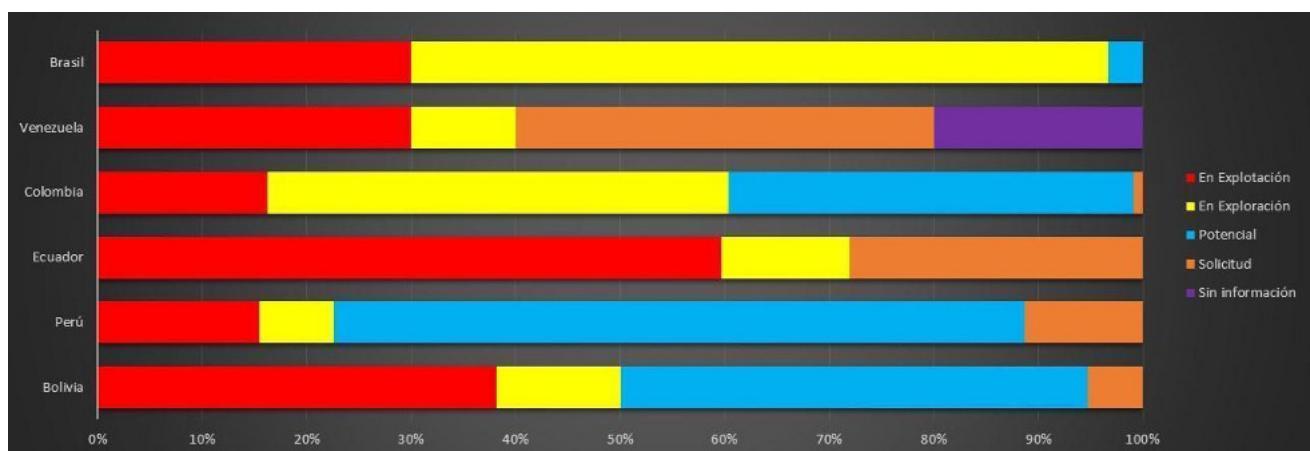


Figura 3.6 Estado y proporción de las áreas de petróleo y gas en los países de la Amazonía

Fuente: Elaborado con base en datos RAISG, 2020.

Para la Amazonía son principalmente importantes las actividades de *upstream*², que se refiere a la primera fase de exploración y producción del petróleo y gas, las cuales van desde tareas de búsqueda de potenciales yacimientos de petróleo crudo y de gas natural, la perforación de pozos exploratorios y posteriormente la perforación y explotación de los pozos que llevan el petróleo crudo o el gas natural hasta la superficie.

1 Intact Forest Landscapes – (IFL)

2 <https://www.anh.gov.co/portalregionalizacion/Paginas/LA-CADENA-DEL-SECTOR-HIDROCARBUROS.aspx>

Finer *et al.*, (2008) resaltaron que uno de los principales problemas con el sector petrolero y gas está directamente relacionado con la superposición con las áreas de mayor biodiversidad de la Amazonía, no solo en cuanto a zonas de conservación, sino a nivel cultural por el futuro inducido que conllevan a otros problemas como la colonización, el acceso a la tierra, entre otros.

De hecho, el desarrollo de dichas actividades se sobrepone a varias áreas protegidas nacionales (RAISG, 2020), como se detallan a continuación:

Bolivia: en el Parque Nacional Carrasco, PN-ANMI Amboró; en TIPNIS; en la Reserva de la Biosfera y Territorio Indígena Pilón Lajas, y en el Parque Nacional-ANMI Madidi.

Colombia: en el Parque Natural Cordillera de los Picachos, departamentos de Caquetá y Meta.

Ecuador: en el Parque Nacional Yasuni; en la Reserva de Producción de Fauna Cuyabeno y en la Reserva ecológica Cofán Bermejo.

Perú: en la Reserva Comunal Amarakeiri; en la Reserva Comunal Machiguenga; en la Reserva Comunal Ashaninka; en el Bosque de Protección San Matías, San Carlos; en la Reserva Comunal Yanesha; en la Reserva Nacional Pacacaya-Samiria y en la Reserva Nacional Pucacuro.

Venezuela: en el Parque Nacional Delta del Orinoco.

A nivel de Territorios indígenas legalmente reconocidos en sus derechos territoriales, se tiene de igual manera sobreposición, en particular en **Perú** (1.101 comunidades nativas y una reserva territorial), seguido de Ecuador (296 nacionalidades) y **Bolivia** (33 Territorios Indígenas-Originario Campesino). Las áreas de estos tres países suman en total 1.466 territorios indígenas, incluyendo dos zonas intangibles de Ecuador y 33 Comunidades Campesinas de Perú.

Berenguer *et al.*, (2021)³ resaltaron que los nuevos arrendamientos de tierras en el área entre la carretera BR-319 (Manaos-Porto Velho, en Brasil) y la frontera con Perú es uno de los más preocupantes por la extensión de esta vía de aproximadamente 885,9 kilómetros y porque atravesaría por un tercio del bosque intacto del estado brasileño de Amazonas.

Es bien conocido a través de las Evaluaciones de Impacto Ambiental y su monitoreo, que la solvencia y la priorización de los temas ambientales en los proyectos no son suficientes para alcanzar a mitigar los impactos (Ribera, 2008). Si las reservas se confirman, las actividades no sólo se incrementan, sino también sus riesgos y sus impactos en el tiempo generando impactos acu-

³ Chapter 19, Panel Científico por la Amazonía (2021).

mulativos en el futuro inducido (Grantham *et al.* 2021). Los países están en la búsqueda de una reactivación de la exploración de petróleo y gas en zonas no tradicionales como la Amazonía (Ribera, 2008).

Entre los impactos directos de la industria petrolera Finer *et al.* (2008) mencionan: la deforestación para caminos de acceso, plataformas de perforación (planchadas), ductos y la contaminación por derrames y descargas de aguas residuales, mientras que los efectos indirectos surgen del fácil acceso hacia zonas remotas que se genera con las aperturas y rutas producto de las actividades petroleras (Survival International, 2022), con lo cual se incrementan actividades de tala (por madereros), cacería, deforestación e incluso nuevos asentamientos humanos, y efectos culturales a los pueblos indígenas, siendo de particular importancia para aquellos que se encuentran en aislamiento voluntario tales como los Taromenane y Tagaeri en Ecuador (Finer *et al.*, 2008), Nahuas, Nantis, Matsigenka, Mashco-piros y los Isconahuas en el Perú, y Araonas, Yukis, Esse-Ejja y Pacahuaras en Bolivia.

Las actividades como la sísmica terrestre (exploración) y los ductos de distribución (explotación) aluden que denotan menores impactos de largo plazo, sin embargo, contribuyen a la fragmentación de hábitats, la infraestructura lineal aumenta la accesibilidad promoviendo deforestación, cacería y nuevos asentamientos que de manera indirecta, ocasionan mayores impactos y pérdida de biodiversidad con un alcance de extensión espacial también mayor comparado con la huella original de la infraestructura como tal (Grantham *et al.*, 2021).

Según Bustamante *et al.*, (2018), las actividades hidrocarburíferas llegan a causar contaminación a los sedimentos y suelos con hidrocarburos o metales tóxicos (Fraser, 2016, Martínez *et al.*, 2007), pudiendo convertirse en un problema de salud pública, en particular para los habitantes de las zonas donde se desarrollan estas actividades, sin embargo, la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, sigla en inglés, 1999), que es una Agencia Federal de Salud Pública de Estados Unidos, en una publicación sobre los efectos de la exposición a los hidrocarburos totales de petróleo (TPH) aclara que la situación depende de muchos factores, que va desde el tipo de sustancias químicas que los componen, la duración de la exposición y la cantidad de sustancias químicas con las que se entra en contacto.

Bustamante *et al.*, 2018 mencionan que los derrames hacia los cuerpos de agua y a los sedimentos se incrementaron en la Amazonía a raíz de las actividades de perforación petrolera. Especialmente, cuando los derrames llegan a afectar a los humedales (Lopes & Piedade, 2014), el petróleo y los dispersantes son tóxicos para los peces amazónicos (Pinto *et al.*, 2013), sobre los invertebrados acuáticos (Gauthier *et al.*, 2014) y ciertos componentes podrían ser cancerígenos (Ritoré, 2021).

Estudio de caso 3.4 Actividades de exploración de hidrocarburos y pueblos indígenas en aislamiento voluntario, Caso Tacana II en Bolivia

Autora: Sandra Acebey, con base en Álvaro Díez Astete, Foro Boliviano sobre Medio Ambiente y Desarrollo, (FOBOMADE)

Durante el desarrollo del “Proyecto de Adquisición Sísmica 2D, Cuenca Madre de Dios, Área Nueva Esperanza, Bolivia”, a cargo de la empresa BGP Bolivia SRL por contrato con Yacimientos Petrolíferos Fiscales Bolivianos (YPFB), el 17 de septiembre del 2016 se reportó la presencia de pueblos indígenas originarios en situaciones de alta vulnerabilidad, sin embargo, el proyecto exploratorio continuó e hizo caso omiso de dicha situación.

A pesar de los informes se continuó con la actividad, sacando a la luz que hay un conflicto entre la protección de los derechos del pueblo indígena en aislamiento y contacto inicial, que está amparado por convenios internacionales firmados por Bolivia, por la Constitución Política del Estado (CPE) en su Artículo 31 y su correspondiente Ley N° 450 de Protección a Naciones y Pueblos Indígenas Originarios en Situación de Alta Vulnerabilidad, y los proyectos de exploración hidrocarburífera del gobierno, trazados sin los suficientes conocimientos socioambientales ni la observancia jurídico-legal y de jurisprudencia necesaria.

Las acciones que el autor sugiere deberían haberse tomado por la empresa son:

1. Detener el avance de la exploración sísmica en la zona del área hidrocarburífera de Nueva Esperanza, como primera acción para salvaguardar la vida de los indígenas descubiertos y la de los mismos trabajadores de la empresa responsable de la exploración, con el fin de impedir cualquier encuentro violento que pueda producirse suscitado por las extremas condiciones de alteración psicológica y las consecuencias defensivas que están experimentando los indígenas aislados, al verse de improviso invadidos en sus territorios y en la seguridad de su vida natural autoprotegida, y
2. Decretar la prohibición total de intentos de establecer contacto con miembros del pueblo indígena en aislamiento, así como prohibir absolutamente el ingreso de todo tipo de elemento foráneo a la zona de vida del pueblo aislado y su territorio detectado, realizando una demarcación provisional de 10 km a la redonda a partir del punto de contacto inicial.

A la fecha, la empresa Yacimientos Petrolíferos Fiscales Bolivianos (YPFB Corporación) no ha buscado continuar con la aplicación de un protocolo técnico para evitar en lo sucesivo el contacto con el pueblo aislado y salvaguardar su integridad física. Del mismo modo, el Estado sigue sin adoptar ninguna medida de protección y al parecer más bien ha omitido las alertas y denuncias formuladas por la comunidad indígena Tacana, Río Madre de Dios y la sociedad civil.

3.2.1.7 Minería

Las actividades mineras en la Amazonía han sido importantes en la dinamización económica, pero contribuyen a acelerar los procesos de deforestación de la Amazonía (Organización Mundial de la Salud – OMS, 2017). Las concesiones mineras industriales cubren aproximadamente 1.28 millones de Km² (más del 18%) de la Amazonía. Las concesiones mineras y las áreas de minería ilegal se superponen con 450.000 Km² (más del 20%) de las tierras indígenas y afectan a 1.131 (el 31%) tierras indígenas (Quijano *et al.*, 2016).

Entre el 24% y el 27,5% de las emisiones globales de mercurio provienen de la Amazonía y estas emisiones representan un 78,5% a nivel sudamericano (Rubiano-Galvis, 2018). Si bien, la minería formal no es un motor directo de la deforestación, no obstante, muchas de sus actividades tienen un efecto indirecto en la cobertura boscosa y en la densificación de la región. Así mismo, influyen directamente en la construcción de vías de acceso y sus agentes transformadores (Ulloa & Coronado, 2016).

En la Amazonía la “fiebre del oro” también configura un ciclo extractivo, que conlleva un escenario de destrucción y contaminación del suelo, del agua y de los recursos asociados incluyendo los peces. Esta “fiebre del oro”, no obstante, al tratarse de un fenómeno global, tiene especiales repercusiones para la Cuenca/Región Amazónica dada la fragilidad y vulnerabilidad de sus ecosistemas.

Dicho fenómeno se sustenta, básicamente en dos hechos, por una parte, en la motivación de los bancos centrales para aumentar sus reservas de oro, más aún porque la demanda de oro en el mundo que comenzó en 2011 alcanzó un máximo en 2022, gracias a los niveles históricos de compra por parte de los bancos centrales ante una situación económica mundial con perspectivas a la baja, en la cual el oro representa una inversión segura.

Y de otra, la creciente demanda global del mercado de joyas y artículos suntuarios, elaborados en o con un alto contenido de oro, siendo China e India, el Sudeste asiático, Estados Unidos, Europa, Turquía y los Emiratos Árabes Unidos, los principales países consumidores. Del mismo modo, el desglose de la demanda de oro por sectores, en el tercer trimestre de 2022, indica que la joyería ocupa el primer lugar, seguida de la inversión y demanda de lingotes.

La minería ilegal en la Amazonía, principalmente la Minería Artesanal y de Pequeña Escala (MAPE), se ha desarrollado durante décadas, pero creció exponencialmente en los últimos años. En 2016, se estimó que alrededor del 28% del oro extraído en Perú, el 30% en Bolivia, el 77% en Ecuador, el 80% en Colombia y entre el 80% y el 90% en Venezuela se produce ilegalmente.

El Análisis Diagnóstico Transfronterizo (ADT) de la Cuenca Amazónica (OTCA, 2018) identifica y prioriza problemas transfronterizos regionales. Entre los problemas priorizados por los Países Miembros de la OTCA, está la contaminación de las aguas, que proviene principalmente de actividades de minería ilegal/ informal. De acuerdo con el ADT, las actividades de minería ilegal en la Cuenca Amazónica se han incrementado en las últimas dos décadas, con impactos sobre los ecosistemas acuáticos y terrestres, con altos riesgos sobre la salud de las comunidades, por la contaminación de los ríos con metales pesados (OTCA, 2018).

En el caso de Colombia, la extracción de minerales de oro y los materiales de construcción (arena, recebo, etc.) se extraen en los seis departamentos que conforman la Amazonía de forma legal e ilegal. En 2008, se registraron 106 solicitudes y legalizaciones mineras ante la Agencia Nacional de Minería. En 2011, se presentaron 128 y, 180 para 2013, presentándose algunos títulos dentro de áreas con alguna categoría de conservación; siendo esta otra de las contradicciones y falta de articulación de las diferentes entidades del Estado. Si bien para la explotación de estos títulos se requiere de un proceso de licenciamiento ambiental, en muchos casos las actividades de exploración y explotación se desarrollan bajo la clandestinidad, sin ninguna supervisión de las autoridades competentes, lo que ha generado secuelas ambientales de gran magnitud.

En Perú, por ejemplo, la comunidad nativa Tres Islas logró que los tribunales nacionales declararan la nulidad y dejaran sin efecto 127 concesiones mineras otorgadas en sus tierras.

En Bolivia, se realizó un estudio de las afectaciones de la minería donde se encontró que esta actividad está generando un impacto muy grave en los ecosistemas, debido a los métodos poco tecnificados utilizados en la recuperación del oro. Se encontró que la acumulación de este metal en los suelos y sedimentos estudiados fue una de las más altas a nivel mundial (Acosta, 2011).

Dentro de la Amazonía colombiana, los títulos legalizados y aprobados por la Agencia Nacional Minera se redujeron en los últimos cinco años, pasando de 209 (2015) a 146 (2020) (Tabla 3.5). Sin embargo, su extensión se incrementó en las áreas otorgadas, pasando de 1.304,31 Km² a 1.602,36 Km² (Tabla 3.4). Por otro lado, la minería ilegal de oro y coltán (López *et al.*, 2020, Nogales *et al.*, 2021) se concentra en las cuencas de los ríos Caquetá, Orteguaza, Vaupés y Guainía, presentando fuertes problemas tanto ambientales como de salud pública, principalmente a las comunidades indígenas (Torres-Bejarano *et al.*, 2018)

Tabla 3.4 Número de solicitudes mineras y su superficie en la región Amazónica colombiana del 2008 al 2018

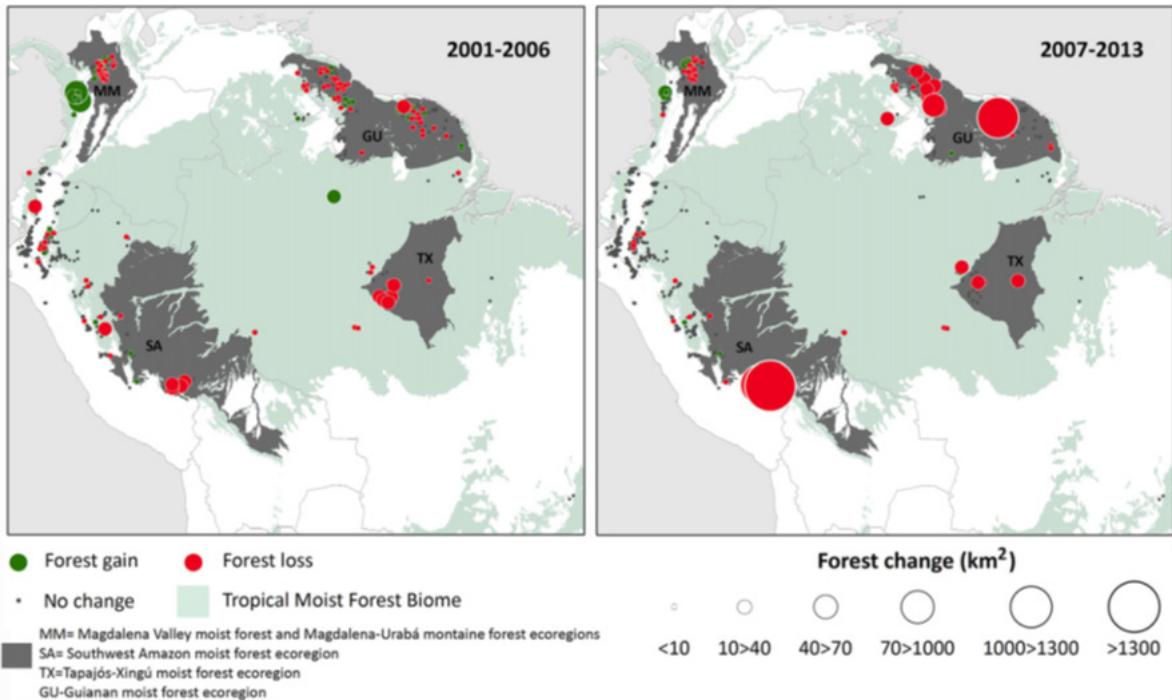
Departamentos	Títulos Mineros												Hidrocarburos	
	2008		2011		2013		2015		2016		2018		2020	
	Nº Títulos	Km ²	Nº Títulos	Km ²	Nº Títulos	Km ²	Nº Títulos	Km ²	Nº Títulos	Km ²	Nº Títulos	Km ²	Nº Contratos	Km ²
Amazonas	1	0,26									4	2,12		
Caquetá	36	71,82	31	14,08	49	33,53	63	54,43	72	68,26	52	32,46	39	603,90
Guainía	9	531,32	33	6,61	31	33,53	35	726,06	33	726,06	33	726,69	31	742,35
Guaviare	6	28,64	9	6,61	10	6,73	15	6,78	9	5,14	16	6,70	14	6,95
Putumayo	35	112,98	52	191,69	52	173,46	53	172,93	54	160,42	52	133,51	56	105,22
Vaupés	6	113,18	5	124,16	8	135,73	9	155,77	5	144,07	7	145,29	6	143,93
Total Región Amazónica	106	953,66	128	1007	180	1079,98	209	1304,31	198	1282,10	188	1225,71	146	1602,36
													37	49174,91

Fuente: Catastro Minero (2021), Salazar Cardona *et al.*, (2019).

Swenson *et al.*, (2011), indican que entre 2003 y 2009, la minería ha convertido extensas áreas de bosques tropicales primarios y humedales en vastas extensiones de estanques y relaves, transformando el bosque primario a un ritmo exponencial que está relacionado con el incremento del precio del oro.

La mayor parte de la actividad minera aurífera aluvial en la cuenca Amazónica se caracteriza por requerir grandes volúmenes de material y agua, lo que hace que las áreas de intervención sean extensas, desplazando comunidades, contaminando cuerpos de agua y destruyendo ecosistemas prístinos (Global Initiative Against Transnational Organized Crime - GIADOC, 2016).

Como se muestra en la Figura 3.7, entre 2001 y 2013 existe una tendencia significativa de pérdida de bosques (deforestación) en sitios de extracción de oro, áreas que están dentro o alrededor de áreas de protección (Álvarez-Berrios & Aide, 2015).



En el período entre 2001 y 2013, la mayor pérdida forestal por minería aurífera ha ocurrido en cuatro ecorregiones (Álvarez-Berríos & Aide, 2015, GIADOC, 2016):

Guyana: Ecorregión del bosque húmedo de Guyana (41%)

Perú: Ecorregión de bosque húmedo del suroeste de la Amazonía (28%),

Brasil: Ecorregión de bosques húmedos Tapajós-Xingú, (11%)

Colombia: región del Valle del Magdalena – Urabá (9%), la cual no se encuentra en la Amazonía.

De las ecorregiones mencionadas, la ocurrencia de la actividad minera se da en un 94% en zonas de usos múltiples de áreas protegidas, 6% en zonas de protección estricta de las áreas protegidas y el 31% del total de la deforestación, ocurre en la zona de influencia (10 kilómetros) de 32 áreas protegidas (Álvarez-Berríos & Aide, 2015) (Figura 3.8).

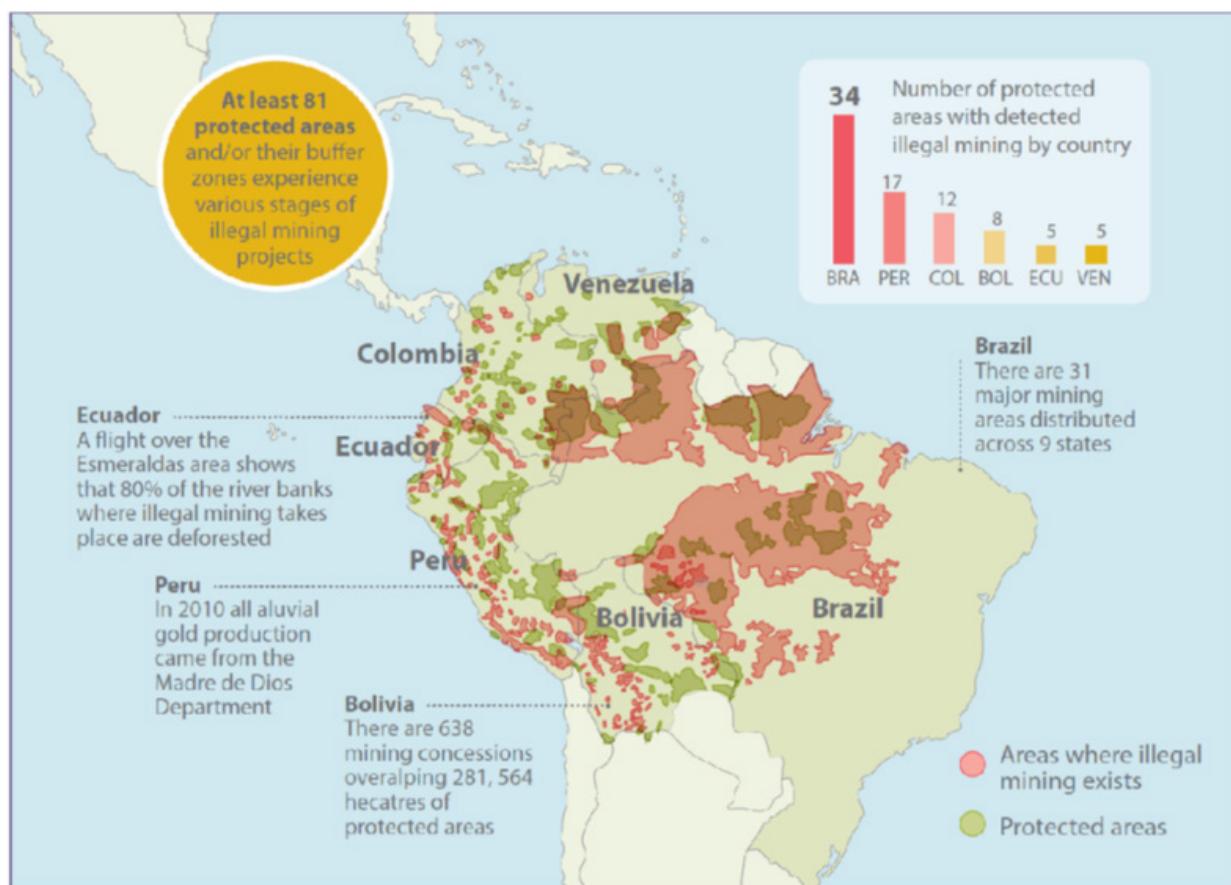


Figura 3.8 Realidad de la minería ilegal en los países amazónicos

Fuente: GIADOC, 2016.

La minería aluvial se desarrolla frecuentemente de forma artesanal hasta mediana escala y en relación con sus operaciones, provoca cuerpos de agua con grandes cantidades de sólidos totales y otros contaminantes y deja un suelo minado poco productivo o infértil.

La minería tiene una especial afectación dentro de los ecosistemas acuáticos, debido a la contaminación química, que introduce grandes concentraciones de metales y metaloides como mercurio, zinc, plomo, arsénico, cadmio, manganeso (Capparelli, Cabrera, *et al.*, 2021). Dichas concentraciones impactan la diversidad acuática e incluso a las personas, debido al riesgo potencial cancerígeno al que se exponen, al estar en contacto con estos metales.

En la Amazonía ecuatoriana se detectó la afectación minera a pequeña escala en ecosistemas acuáticos generando la disminución de la calidad de agua, en especial alteraciones en el oxígeno disuelto y en los sólidos disueltos. Concentraciones que excedían las normativas para Ag, Al, As, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn en agua y V, B y Cr en sedimentos. Por otro lado, la afectación a macroinvertebrados se vio reflejada en la utilización del índice AZTI Marine Biotic Index, AMBI, en donde se clasificó como una mala calidad de ecosistema (Capparelli *et al.*, 2020).

En Bolivia, se realizó un estudio de las afectaciones de la minería donde se encontró que esta actividad está generando un impacto muy grave para los ecosistemas, sin embargo, el Hg (mercurio) en la solución acuosa estuvo debajo del límite de detección del método analítico utilizado en los lagos y ríos estudiados. La mayor concentración de Hg se encontró en los sedimentos del Río Sunchullí-Viscachani (102 mg kg⁻¹) y en los sedimentos de los lagos Sunchullí y Viscachani (12,3 y 11,7 mg kg⁻¹, respectivamente). Estas concentraciones pueden suponer un grave problema para los animales acuáticos, los ecosistemas asociados y la salud humana. Por lo tanto, existe una urgente necesidad de estudiar la biodisponibilidad y la especiación del Hg en suelos y sedimentos para comprender mejor el ciclo del Hg en esta área. (Acosta, 2011).

Gerson *et al.*, (2022), en un estudio sobre el depósito y el almacenamiento de mercurio en un área de la Amazonía peruana que es fuertemente afectada por la minería de oro artesanal, encontraron que los bosques intactos en la Amazonía peruana cerca de la minería de oro reciben aportes extremadamente altos de mercurio y experimentan niveles elevados de mercurio total y metilmercurio en la atmósfera, el follaje del dosel y los suelos; el dosel intercepta grandes cantidades de partículas y mercurio gaseoso, a una tasa proporcional al área total de la hoja.

La acumulación también es sustancial en los suelos, la biomasa y las aves residentes en algunas de las áreas más protegidas y biodiversas de la Amazonía, estos resultados resaltan la importancia de evitar que la actividad de la Minería de Oro Artesanal y en Pequeña Escala (MAPE /ASGM, siglas en inglés) ocurra dentro de las reservas nacionales y las zonas de amortiguamiento que las rodean.

La Tabla 3.5, incluye acciones e impactos causados directamente por la minería artesanal y pequeña minería, así como acciones e impactos indirectos.

Tabla 3.5 Ejemplos de acciones en minería artesanal y pequeña escala, impactos e intereses focales de biodiversidad

Acciones (directas)	Tensiones	Ejemplos de intereses focales de la biodiversidad
Remoción/modificación de la superficie de la tierra, incluyendo: Tala Desbroce o desmonte Quema Relaves	Pérdida de hábitat Desplazamiento Fragmentación de hábitat Aumento de escorrentía/sedimentación Pérdida de capa superior del suelo Cambios en el microclima Contaminación Cambios en la composición de especies/poblaciones Alteración del comportamiento	Bosques Praderas Humedales Ríos y arroyos Fauna en peligro de extinción

Acciones (directas)	Tensiones	Ejemplos de intereses focales de la biodiversidad
Cambios en la hidrología, incluyendo: Desagües Derivación y desvíos Encharcamiento Minería hidráulica Dragado de succión	Aumento de la escorrentía Cambio de los patrones naturales de flujo Desecación Agua estancada Erosión Fragmentación del hábitat Alteración del comportamiento Desplazamiento Cambio en la composición de las especies/población Pérdida de hábitat	Ríos y arroyos Humedales Páramos Pesquerías Especies en peligro extinción
Contaminación, incluyendo: Aire, Agua superficial Agua subterránea Residuos sólidos Ruido/luz	Mercurio Toxicidad del cianuro Humo/polvo Sedimentación Agua contaminada Perturbación local Reducción de la supervivencia/reproducción Cambio de la composición de las especies/población Reducción de la productividad del suelo Reducción de la viabilidad Aumento de la competencia de las especies invasoras/arvenses	Bosques Praderas Humedales Ríos y arroyos Fauna en peligro de extinción Pesquerías
Aumento de la población local, incluyendo: Aumento del desmonte Aumento de las carreteras y del tráfico	Pérdida de hábitat Fragmentación del hábitat Reducción de la supervivencia/reproducción Alteración del comportamiento Cambio en la composición de las especies/población	Bosques Praderas Humedales Ríos y arroyos Fauna en peligro de extinción Pesquerías
Aumento de la recogida de leña Incendios Tala de árboles Aumento de la caza Aumento de la contaminación, de los animales domésticos y del pastoreo Aumento del tráfico de animales salvajes Aumento de la anarquía	Cambios en los patrones naturales de flujo Reducción de la productividad del suelo Humo/polvo Aumento de la escorrentía/sedimentación Aumento de la competencia de plantas/animales invasores	

Fuente: Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional - USAID, 2019.

La principal fuente de contaminación por mercurio en la Amazonía es la minería de oro ilícita, artesanal y de pequeña escala, la cual trae consigo consecuencias para los habitantes de la Amazonía, entre las que se resaltan el deterioro de funciones nerviosas, problemas cognitivos, malformaciones físicas, abortos espontáneos, alteración del desarrollo psicomotor y el paladar hendido en niños. Igualmente, se presenta bioacumulación en especies de flora y fauna.

Estudio de caso 3.5 Crecimiento de la minería ilegal en Venezuela

Autora: Sandra Acebey, basado en Rodríguez y Aguilar, 2021.

La actividad minera se incrementó en el sur del Orinoco y del Estado Bolívar ante la baja del precio del petróleo desde los años 80. En 1997, Venezuela y Brasil firmaron un Memorando de Intención para conectar la presa Macagua II Hidroléctrica (Puerto Ordaz, Venezuela) con la ciudad de Boa Vista (Brasil), mediante una línea de tendido eléctrico de 680 km en Venezuela y 200 km en Brasil.

Con 367 concesiones y contratos con empresas mineras nacionales e internacionales para 1994, el área de este tendido pasaba por zonas de ocupación ancestral del pueblo indígena Pemón en tres áreas protegidas (AP): La Reserva Forestal de Imataca, el Parque Nacional Canaima y la Zona Protegida del Estado de Bolívar.

El tendido eléctrico proveería energía para expandir la industria minera como parte de los compromisos del gobierno con la concesión minera Las Claritas (Corporación Placer Dome), sin embargo, este hecho fue el detonante para un crecimiento descontrolado e ilegal.

Dicha expansión además de conllevar los impactos ambientales de la actividad (contaminación con mercurio y deforestación principalmente), trajo a muchos mineros inmigrantes que trabajaban sin los permisos necesarios.

Como la minería ocurría en territorios no demarcados de pueblos indígenas, mineras invasoras comenzaron a desplazar a los pueblos indígenas a gran escala. Luego de un conflicto que duró casi cuatro años, se concluyó el tendido eléctrico, al comprometerse el Estado con reformas a la Constitución para reconocer los derechos de los pueblos indígenas sobre los hábitats y tierras que ancestral y tradicionalmente ocupan, así como la demarcación de sus territorios (Ley 2001 y otras subsecuentes).

Sin embargo, los cambios en las políticas de minería nacional y regional incluían la nacionalización de la minería del oro y abrir un 12% el área central del territorio nacional a la minería a gran escala a través del proyecto del Arco Minero del Orinoco (AMO) que abarcaba más de 110 Km² en el 2011 (Decreto 8683). Este hecho se dio tras varios conflictos, por lo cual el Pueblo Pemón tomó la decisión de abrir la zona a la minería, convirtiéndose en mineros con el objetivo compartido de proteger sus territorios, sus modos de vida y sustento.

En el año 2016, el gobierno anunció la creación de una nueva empresa estatal llamada Compañía Anónima Militar de Industrias Mineras, Petrolíferas y de Gas (CAMIMPEG) dando poder a los militares sobre las actividades mineras. Asimismo, el nuevo presidente Nicolás Maduro puso en marcha el proyecto AMO para la minería a gran escala del oro, coltán, diamantes, cobre, acero y bauxita. El AMO se superpone a los territorios ancestrales de los pueblos indígenas Mapoyo, Inga, Kariña, Arawak y Akawako, y su área de influencia incluye las tierras natales de los Yekwana, Sanemá, Pemon Waike, Sapé, Eñepá y Hoti o Jodi en el Estado Bolívar; los Yabarana, Hoti y Wotjuja en Amazonas y a los Warao en Delta Amacuro.

Este proyecto no ofrece ninguna seguridad a los pueblos indígenas violando sus derechos humanos e invadiendo sus territorios, los pone en riesgo de despojo de sus tierras por la llegada de nuevos mineros ilegales (garimpeiros), sindicatos mineros (bandas ilegales que controlan y cobran por los derechos de protección en las zonas mineras), y las guerrillas colombianas (disidencias de las FARC y el ELN).

Actualmente, la zona se convirtió en una zona de guerra ligada al contrabando y la minería ilegal del oro, donde se reporta una esclavitud moderna: servidumbre, trata de personas, explotación laboral y sexual (Kapé-kapé, 2021). Recientes publicaciones identificaron 3.700 puntos de actividad minera y una red de 42 pistas utilizadas para traficar oro y drogas (Poliszuk *et al.*, 2022).

3.2.1.8 Cultivos de Uso Ilícito

Los cultivos de uso ilícito en la Amazonía han contribuido a la pérdida del bosque primario en los últimos setenta años, una vocación forestal que ha derivado en un modelo de producción extensivo y más diversificado (Arcila-Niño y Salazar-Cardona, 2011).

En Colombia, se han incrementado e intensificado las actividades humanas en esta zona del país, permitiendo la expansión de la frontera agropecuaria legal (ej. cultivos de palma, cacao, ganadería intensiva y extensiva, entre otras) e ilegal (ej. cultivos de coca, amapola y marihuana, extracción de productos maderables).

Entre 2015 y 2020, los cultivos de coca se incrementaron significativamente en los departamentos de Caquetá, Putumayo y Guaviare de Colombia (Figura 3.9). La producción de cultivos ilícitos aumentó, siendo el 2017, el año donde se cultivaron más kilómetros cuadrados de coca (466,07 Km²), los cuales se extendían dentro de las áreas protegidas (López *et al.*, 2020).

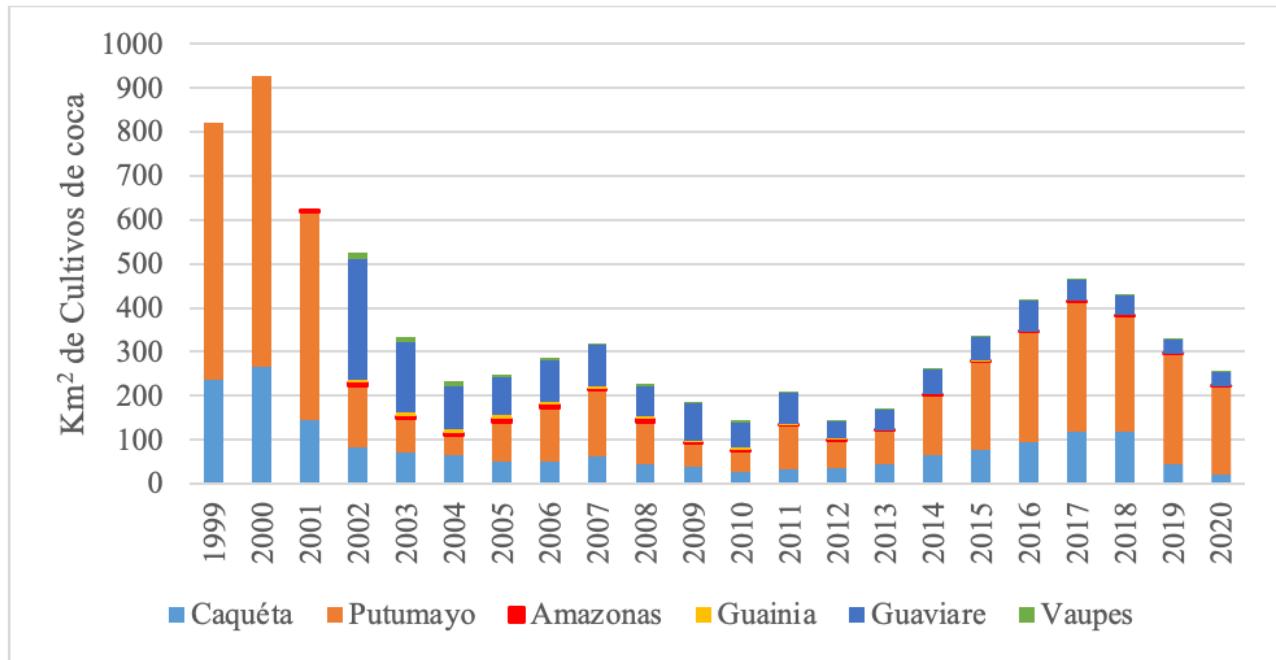


Figura 3.9 Kilómetros cuadrados promedio de cultivos de coca entre 1999 y 2020

Fuentes: Murcia-García *et al.*, (2011), Murcia *et al.*, (2014) y Red Nacional de Información (2019).

En Perú, también se ha evidenciado un aumento de los cultivos de coca utilizados para la producción de clorhidrato de cocaína. Según el informe de la Oficina de Política Nacional de Control de las Drogas de la Casa Blanca (ONDCP, sigla en inglés, 2021), de las 88.200 hectáreas de coca cultivadas en el país en 2020, se estima que sólo el 11% fueron utilizadas para consumo tradicional.

En la Amazonía peruana se ha venido observando un aumento de la violencia debido a los cultivos ilegales de hoja de coca, por personas ligadas con el narcotráfico (Sociedad Peruana de Derecho Ambiental (SPDA), Actualidad Ambiental 2021). La región con mayor área de cultivos de coca es el Valle de los ríos Apurímac, Ene y Mantaro, área en la cual se totalizaron 26.234 hectáreas de hoja de coca cultivada, según datos de la Comisión Nacional para el Desarrollo y Vida sin Drogas (DEVIDA).

En Bolivia, contrario a lo que sucede en Colombia y Perú, los cultivos de hoja de coca disminuyeron en 2020, con respecto al año 2019, según el informe de la ONDCP (2021). De acuerdo con esta oficina de los Estados Unidos, Bolivia cuenta con un área sembrada de 39.400 hectáreas.

Aunque el informe de la Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito (UNODC, sigla en inglés,) de 2021 muestra un 15% de incremento de los cultivos de coca con relación a 2019, dando como resultado de los monitoreos una superficie de 29.400 hectáreas. Según la UNODC (2021), el 62% de la superficie cultivada con coca se cuantificó en la región de los Yungas de La Paz, el 36% en el Trópico de Cochabamba y el 2% en el Norte de La Paz. En comparación con 2019, las tres regiones mostraron un incremento en sus áreas de hectáreas cultivadas de coca.

Estudio de caso 3.6 Las rutas del narcotráfico en la Amazonía

Autor: José Caicedo

La industria del narcotráfico crece en la Cuenca/Región Amazónica debido a una maraña de situaciones sociales y políticas que aquejan a las poblaciones indígenas y colonos que habitan en la región (Pérez, 2014), principalmente a orillas de los ríos, donde la ausencia del estado (Betancourt y Simmonds, 2013), el déficit de recursos públicos (Mejía Rosas *et al.*, 2018) y la poca vigilancia en los ríos, hace que la región sea un escenario de disputas a sangre y fuego por parte de las bandas criminales que operan en este lugar (Sputnik Mundo, 2018).

Pueblos enteros han dejado de lado sus actividades cotidianas en las chagras y la cacería de subsistencia para emplearse en los narco-laboratorios, como sucede en los pueblos colombianos (Pérez, 2014) y bolivianos. Una parte de estas sustancias son producidas en laboratorios artesanales en las selvas de Colombia, Perú, Bolivia y recientemente en Brasil (Pérez, 2014).

Los ríos son utilizados como autopistas fluviales, para el transporte principalmente de base de coca (crack) y clorhidrato de cocaína (coca, polvo, nieve). Parte de la droga que se produce en estos países se transporta por los ríos Apurímac, Ene, Mantaro, Ucayali, Marañón en Perú (Pérez, 2014) y el Yavarí, en frontera entre Brasil y Perú (Sputnik Mundo, 2018). Igualmente, por los ríos Caquetá, Guainía, Putumayo y Vaupés en Colombia, y por los ríos Iça (el río Putumayo cuando pasa a territorio brasileño), Japurá (el río Caquetá cuando pasa a territorio brasileño) y el Negro en el Brasil (Sputnik Mundo, 2018).

Estos ríos desembocan en el gran río Amazonas (Figura 3.10), siendo este último, el principal afluente de navegación de los cargamentos de drogas que pasan y llegan a las grandes ciudades de la Amazonía, como Iquitos (Perú), Leticia (Colombia), Manaos (Brasil) arribando finalmente a la ciudad de Belén, capital del estado de Pará, en Brasil. En esta ciudad, la droga puede ser entregada en puertos clandestinos en las costas o en el mar, cuando los cargamentos son enviados a Europa, y también por barcos cargueros, en contenedores de algunas mercancías y materias primas que Brasil exporta al mundo (Pérez, 2014).



Figura 3.10 Principales rutas fluviales para el transporte y tráfico de drogas ilícitas en el norte de la Amazonía
Fuente: Sputnik Mundo, 2018.

En los últimos años, y debido al Plan Colombia, los puertos en Brasil y Perú ganaron importancia para el narcotráfico hacia México, Estados Unidos y Europa (Pérez, 2014). Igualmente, sucede en los ríos Putumayo y Amazonas, hacia las riberas contrarias en el lado peruano. Según Cueva Márquez (2016), el cultivo y la producción de coca pasó a instalarse entre las inmediaciones de la ciudad peruana de Caballococha (Loreto) hasta las comunidades que colindan con el río Yavarí, en la frontera entre Brasil y Perú, lo cual se calcula en más de 250 kilómetros de conductos, senderos terrestres y acuáticos por donde se produce, comercializa y transporta la droga.

Esta problemática constituye un factor de inestabilidad para la región Amazónica, afectándola de manera directa e indirecta, debido a que se suma a otros factores como el social, ambiental y económico.

3.2.2 Contaminación y sus Cambios relacionados a los Ciclos Biogeoquímicos

Las ciudades y sus dinámicas socioambientales también son comprendidas como sistemas de excreción (Sóliz y Acosta, 2017), es decir, que liberan residuos y desechos hacia el medioambiente. El modelo de ciudad y consumo colocan al agua, el suelo e incluso el aire en disputa, dada la importancia del control de la captación del agua, la extensión de tierras urbanizables, o cómo y dónde se distribuye el impacto de su contaminación (Damonte, 2015, Durán *et al.*, 2020).

La mayoría de las zonas urbanas de la región carecen de saneamiento básico y otras infraestructuras, así como de servicios públicos, lo cual junto con algunas de las tasas de pobreza, crea condiciones de vulnerabilidad para un segmento importante de la población no solamente de Brasil (Mansur *et al.*, 2016). En Brasil, por ejemplo, según datos del IBGE (2000) más del 96 % de las ciudades del delta amazónico, menos del 10% de los hogares estaban conectados a sistemas públicos de alcantarillado y el 38% tenían un acceso limitado a agua tratada.

En el estado de Amazonas, Brasil, sólo el 14,95% de la población (de más de 4,1 millones de personas, tanto en las zonas urbanas como en las rurales) está efectivamente conectada por una red de recogida de aguas residuales, tratadas o no, según la información del Sistema Nacional de Información sobre Saneamiento. En Manaos, que se asienta sobre 11 cuencas fluviales, sólo el 19,20% de la población está conectada a un sistema de alcantarillado. La gente simplemente desecha a los riachuelos todos los desperdicios orgánicos e inorgánicos incluyendo los sanitarios.

La incidencia de enfermedades transmitidas por el agua va en aumento, en parte por la inadecuada disposición de residuos. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), cerca del 80% de las enfermedades humanas tienen relación con la contaminación de las aguas subterráneas. Por ejemplo, la diarrea se produce en todo el mundo y causa el 4% de todas las muertes (OPS/OMS, 2009).

Lages, *et al.*, (2019) encontraron una alta concentración de nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$) en pozos de agua de Itacoatiara y Manacapuru (estado de Amazonas), ciudades que presentan un alto índice de enfermedades transmitidas por el agua, lo cual podría estar correlacionado. Recientemente, la pandemia ocasionada por el Covid-19 evidenció las deficiencias en los sistemas de salud en Leticia-Colombia, Iquitos-Perú y Manaos-Brasil, todas importantes ciudades Amazónicas (Peñaranda, 2020).

Los contaminantes urbanos de Manaos transportados por el viento tienen sustancias que reaccionan con la composición de la atmósfera amazónica, dando lugar a partículas conocidas como aerosoles secundarios. Las mediciones realizadas en el estudio muestran que en la región de la selva hubo un aumento de hasta un 400% en la producción de aerosoles secundarios, que modifican la incidencia de la radiación solar sobre la selva, alterando la tasa de fotosíntesis y los mecanismos de formación de lluvia, entre otros efectos (Shrivastava *et al.*, 2019).

3.2.2.1 Sustancias Tóxicas

Diferentes sustancias tóxicas afectan las áreas urbanas y rurales de la Amazonía. Durante los últimos años dichas áreas han crecido a un ritmo sin precedentes (WWF, 2020). Alrededor del 90% de las aguas residuales producidas por estas áreas urbanas se vierten sin tratar en los ecosistemas de agua dulce de la Amazonía, una vía ambiental potencial que recibe los productos farmacéuticos y otros productos químicos consumidos por las sociedades modernas (por ejemplo, psicoestimulantes, productos de cuidado personal, hormonas) (Fekadu *et al.*, 2019, Valdez-Carrillo *et al.*, 2020).

La distribución de estos productos químicos en el río Amazonas y sus riesgos potenciales para la biodiversidad de agua dulce no se ha evaluado hasta el momento.

En la Amazonía ecuatoriana, el trabajo de Capparelli, Cipriani-Avila, *et al.*, (2021) demuestran el peligro que representan los contaminantes emergentes (CE) donde la cafeína fue encontrada en el 38% de las muestras estudiadas, mientras que la trimetoprima y el paracetamol tuvieron una incidencia del 13%. Entre ellos, los compuestos de mayor preocupación son los antibióticos, debido a la resistencia bacteriana, y los disruptores endocrinos como el triclosán y el estradiol. Dichos disruptores endocrinos son sustancias capaces de mimetizarse con las hormonas y, por tanto, alterar el sistema endocrino del cuerpo humano y de otros organismos afectando negativamente nuestra salud y la del medio ambiente.

En 2021, se reportaron hallazgos en diferentes arroyos urbanos y afluentes que desembocan en el río Amazonas, los cuales están altamente contaminados con productos farmacéuticos, incluidos analgésicos, psicoestimulantes y antidiabéticos, así como con antibióticos y antiinflamatorios, en concentraciones hasta cien veces mayores que en los ríos principales en los que desembocan (Rico *et al.*, 2021).

Adicionalmente, los pueblos indígenas que se suelen encontrar en las áreas rurales de la Amazonía están habitualmente expuestos a sustancias altamente tóxicas producto de actividades extractivistas legales o ilegales, contaminando sus tierras y aguas con cianuro, mercurio, plomo, cadmio y pesticidas.

La contaminación por mercurio es una problemática recurrente en el territorio amazónico. Brasil es el país donde se han realizado la mayor cantidad de investigaciones sobre el mercurio, donde los pueblos indígenas tienen el mayor riesgo de exposición. Perú es el segundo país más estudiado. Estas investigaciones han logrado identificar puntos críticos que requieren atención e intervención urgente, donde Madre de Dios es la zona más contaminada del Perú.

El territorio Yanomami en la frontera de Brasil y Venezuela es otro punto crítico para la contaminación por mercurio en la Cuenca/Región Amazónica. Las cuencas de los ríos Beni y Madre de Dios también son puntos críticos para la contaminación por mercurio. Los ríos amazónicos colombianos y la gente que vive en sus riberas también han presentado índices alarmantes de contaminación por mercurio (Rubiano-Galvis, 2018).

En Ecuador, se realizó un estudio del potencial riesgo cancerígeno de metales tóxicos, donde se encontraron concentraciones hasta 352 veces por encima de los límites permisibles establecidos por los lineamientos ambientales. Para las comunidades a lo largo de los ríos afluentes del río Amazonas, el riesgo de cáncer es hasta tres veces mayor que el umbral aceptable (Galarza *et al.*, 2022).

También se han reportado altas concentraciones del insecticida organoclorado DDT desde la década de los años 90, en los peces, los cuales forman parte de la dieta de poblaciones ribereñas tradicionales amazónicas. Por esa razón, también se han reportado concentraciones de DDT en la leche materna humana, que puede representar una fuente importante de exposición para los recién nacidos (Torres *et al.*, 2009).

3.2.2.2 Aguas Residuales

La contaminación por aguas residuales es un factor determinante en la disminución de la calidad del agua, por lo tanto, en la salud de los ecosistemas acuáticos. Esta amenaza suele ser desestimada ya que todavía existe la creencia de considerar la Amazonía como un ecosistema prístino, es decir, como algo puro y limpio. Sin embargo, esta amenaza sigue teniendo un gran impacto sobre el recurso hídrico. Esto se ve exacerbado porque el tratamiento de aguas residuales no es un tema primordial y la descarga directa al recurso hídrico es una práctica común en estas áreas que suelen ser olvidadas por las autoridades.

En Brasil, un estudio realizado por de Melo *et al.*, (2019) examinó los niveles de contaminación de las aguas residuales en los sedimentos de tres arroyos que cruzan Manaos. Se encontró contaminación por esteroles que indicaron una severa contaminación de los arroyos urbanos y contaminación de baja a moderada del arroyo parcialmente urbano, lo cual indica la necesidad de una implementación inmediata de estrategias efectivas de tratamiento de aguas residuales.

En la cuenca alta del Napo, Ecuador, se realizó un estudio que evaluó a través de una integración de cuatro líneas de evidencia, el impacto causado por las ineficientes redes de alcantarillado. Se demostró que esta amenaza es una fuente crónica de contaminación de los ríos amazónicos. La descarga continua y directa de efluentes domésticos al medio acuático puede eventualmente conducir a la acumulación de contaminantes en el agua y los sedimentos, cambiando la calidad ambiental (Galarza *et al.*, 2021). Así también, se ha identificado que a raíz de esta amenaza se pueden introducir altas concentraciones de metales y metaloides, así como ciertos contaminantes emergentes (Capparelli *et al.*, 2021).

3.2.3 Cambio Climático

El cambio climático es reconocido como un impulsor antropógeno importante para la transformación de la Amazonía. Observaciones realizadas desde el 2000 indican que la atmósfera sobre la selva amazónica se está secando debido al calentamiento (Nobre *et al.*, 2020).

Si las precipitaciones llegan a disminuir, se prevén incrementos de temperatura que oscilarían entre 2° a 7 °C, induciendo hacia una sabanización, especialmente en la zona sureste, según el modelo climático A1B para el 2100 (Nobre *et al.*, 2020), lo cual podría implicar profundos cambios para un clima estable a escala mundial (Nepstad, 2007).

El cambio climático junto con la deforestación regional y el fuego desencadenarán una espiral descendente auto-reforzada ocasionando la pérdida de hasta 60% de la selva de la Cuenca/Región Amazónica (Nobre *et al.*, 2020).

La Cuenca/Región Amazónica es importante para el mundo por su capacidad de regular el clima, al ser la mayor cuenca hidrográfica del planeta y ofrecer servicios ecosistémicos cruciales, constituyéndose en uno de los principales reservorios de carbono terrestre del mundo (*Bien establecido*).

Los bosques amazónicos tienen una influencia directa sobre el clima mundial. No obstante, la mayor frecuencia de eventos climáticos extremos e incendios, sumada a una mayor vulnerabilidad y baja capacidad de adaptación de los bosques tropicales, conlleva a la reducción de su productividad, de la vocación natural de estos bosques (p.ej., al decrecimiento de la fertilidad de sus suelos) y a la disminución de su capacidad para la regulación climática.

Los bosques amazónicos están íntimamente conectados al clima mundial, influyendo de la siguiente manera:

1. Como un consumidor gigante de calor cerca del suelo, al absorber la mitad de la energía solar a través de la evapotranspiración del agua de sus hojas.
2. Como un mega depósito de carbono sensible a perturbaciones como: la deforestación, la sequía e incendios, entre otros, que, al filtrarse hacia la atmósfera, contribuye a la acumulación de gases de efecto invernadero, los cuales son la principal causa del calentamiento global.
3. El agua que drena de estos bosques hacia el Océano Atlántico representa entre un 15% y un 20% de la descarga total de agua dulce al resto del mundo, y puede ser suficiente para influir en algunas de las grandes corrientes oceánicas que son, en sí mismas, importantes reguladores del sistema climático mundial (Nepstad, 2007).

La resiliencia a los impactos causados por el cambio climático es variable según otros efectos combinados (deforestación, incendios), pudiendo generarse cambios en los patrones regionales de precipitación y descarga de ríos, pérdidas de almacenamiento de carbono y una transición a un régimen dominado por perturbaciones (Sukumar & Verchot, 2019).

Boulton *et al.*, (2022) cuantificaron los cambios en la resiliencia de la Amazonía por el cambio climático y el uso de la tierra, encontrando que más de las tres cuartas partes de la selva amazónica han estado perdiendo resiliencia desde principios de la década de 2000. Esta pérdida sería más rápida en regiones de menor precipitación y en lugares con más proximidad a la actividad humana.

Guiot *et al.*, (2018) estiman que las reducciones en la disponibilidad de alimentos proyectada son mayores a 2 °C que a 1,5 °C de calentamiento global en la Amazonía (nivel de confianza medio). Los entornos económicos y comerciales futuros y su respuesta a la disponibilidad cambiante de alimentos son importantes opciones de adaptación potenciales para reducir el riesgo de hambre en estos países.

Döll *et al.*, (2018) consideran que los cambios proyectados en la escorrentía y las inundaciones de los ríos podrían disminuir en un 10 % con una temperatura a 1,5 °C, mientras que, a 2 °C del calentamiento global, las disminuciones proyectadas se intensifican en la cuenca del Amazonas. Según Hoffmann & Torres-Heuchel, (2013) las precipitaciones pluviales se reducirían en un 12% en la época de lluvias y en un 21% en la época seca hasta el 2050.



Figura 3.11 Mapa 49: Sensibilidad biofísica por tipo de vegetación ante sequías en la Región Amazónica
Fuente: Atlas de Vulnerabilidad Hidroclimática de la Región Amazónica, OTCA & CIIFEN, 2021.

Guiot *et al.*, (2018) demostraron que la selva tropical amazónica está cerca de sus límites climáticos, pero este umbral puede disminuir, bajo niveles elevados de CO₂. Los cambios futuros en las precipitaciones, especialmente la duración de la estación seca, determinarán las respuestas de la selva amazónica. El bosque puede ser especialmente vulnerable a la presión combinada de múltiples factores estresantes a saber, cambios en el clima y perturbaciones antropogénicas continuas. Nobre *et al.*, (2016) estimaron un umbral climático de 4°C de calentamiento y un umbral de deforestación del 40%.

La Amazonía emite aproximadamente el 8% de las emisiones mundiales de metano y un 17% de estos gases provienen de la quema de biomasa. En estas emisiones la ganadería también forma parte de los aportes que contribuyen al aumento de la concentración de gases de efecto invernadero. En ese sentido, las metas de reducción del 30% de emisiones del metano al 2030 son un compromiso importante para reducir los efectos del cambio climático en la Amazonía.

Los cambios en la cobertura del suelo o la gestión del suelo no sólo tienen consecuencias locales, sino que también afectan a las zonas adyacentes y a las más remotas. Hay un alto nivel de confianza en que cualquier acción en la tierra (por ejemplo, para amortiguar los efectos del calentamiento global), dondequiera que ocurra, no solo tendrá efectos en el clima local, sino que también generará cambios atmosféricos en las regiones vecinas, y potencialmente en cientos de países (Fig. 3.12).

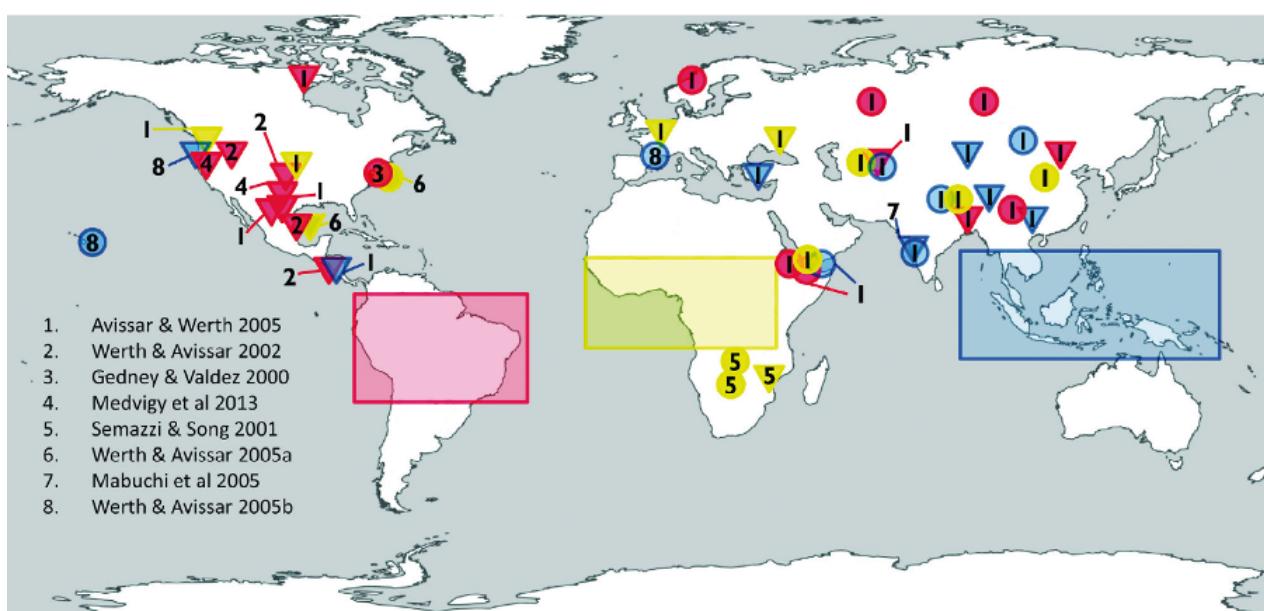


Figura 3.12 Efectos extratropicales sobre la precipitación debido a la deforestación en cada una de las tres principales regiones tropicales

Nota. Las precipitaciones crecientes (círculos) y decrecientes (triángulos) son el resultado de la deforestación total de la Amazonía (rojo), África (amarillo) o el sudeste asiático (azul), según lo revisado por Lawrence y Vandecar (2015). Los recuadros indican el área donde se eliminó el bosque tropical en cada región.

Fuente: Sukumar & Verchot, 2019.

Para la Amazonía, el umbral de deforestación se ha estimado entre un 20% y un 25 % (Nobre *et al.*, 2016, Lovejoy & Nobre, 2019). Los modelos científicos muestran que la Cuenca/Región Amazónica al cruzar dicho punto de inflexión tendría consecuencias complejas, perturbación ambiental y efectos en cascada en las interacciones de las especies. Un calentamiento global de entre 3°C y 4°C también puede, independientemente de la deforestación, representar un punto de inflexión que resulte en una muerte paulatina de los bosques amazónicos. La tendencia al aumento de la intensidad y escala de los incendios forestales, potencializados por el calentamiento global y los cambios en el uso y degradación de los suelos pueden interactuar con la deforestación y acelerarla, en particular durante los períodos de sequías inducidas por el fenómeno de El Niño. (Guioit *et al.*, 2018).

Nepstad (2007) presentó ocho puntos clave de varios procesos e interacciones que empujan a los bosques amazónicos más allá de sus “puntos de inflexión” ecológicos, los mismos que se relacionan con las tendencias actuales en la expansión agrícola y ganadera, incendios, sequía y la tala, círculos viciosos de retroalimentación y degradación extensiva, daños forestales repetidos por la sequía, tala o el fuego, deforestación, anomalías en la temperatura de la superficie del mar (El Niño), demanda mundial de soja, biocombustibles, carne, las tendencias económicas actuales y la pérdida de hábitat primario, entre otros.

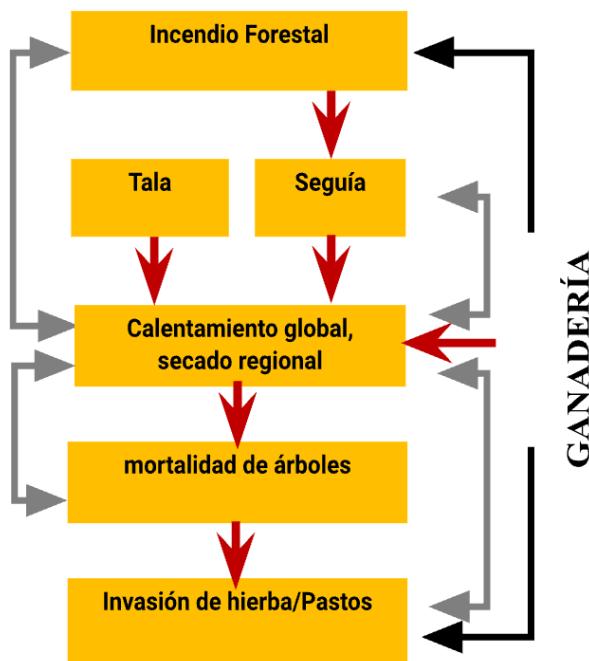


Figura 3.13 Diagrama de los procesos e interacciones que empujan a los bosques amazónicos más allá de sus “puntos de inflexión” ecológicos

Nota. Este punto de inflexión se alcanza cuando los organismos dominantes del bosque – sus árboles de dosel gigante – mueren a causa del fuego, sequía o tala, dando paso a un matorral inflamable de vegetación en el sotobosque. Aunque todavía es una ocurrencia rara en la Amazonía, este proceso de degradación forestal impulsado por el hombre puede ser exacerbado a través de la invasión de pastos, helechos y bambú, ricos en combustibles.

Fuente: Extraído de Nepstad, 2007.

Estudio de caso 3.7 “Amazonía Viva, Humanidad Segura”, contribuciones de los pueblos indígenas de la Amazonía en la mitigación del Cambio Climático

Autora: Sandra Acebey

Un llamado urgente bajo la consigna Amazonía Viva, Humanidad Segura hicieron en 2018, las organizaciones nacionales de los pueblos indígenas amazónicos de nueve países:

- 1. Bolivia:** Confederación Pueblos Indígenas de Bolivia (CIDOB).
- 2. Brasil:** Coordinadora de las Organizaciones Indígenas de la Amazonía Brasileña (COIAB).
- 3. Colombia:** Organización Nacional de los Pueblos Indígenas de la Amazonía Colombiana (OPIAC).
- 4. Ecuador:** Confederación de Nacionalidades Indígenas de la Amazonía Ecuatoriana (CONFENIAE).
- 5. Guyana:** Amerindian Peoples Association (APA, sigla en inglés).
- 6. Guayana Francesa:** Federación de Organizaciones Indígenas de la Guayana Francesa (FOAG, sigla en inglés).
- 7. Perú:** Asociación Interétnica de Desarrollo de la Selva Peruana (AIDESEP).
- 8. Suriname:** Organización de los Pueblos Indígenas de Suriname (OIS) y
- 9. Venezuela:** Organización Regional de los Pueblos Indígenas de Amazonas (ORPIA).

Los pueblos indígenas amazónicos en diálogo con diversas entidades sociales, estatales y privadas emitieron el **Mandato de Macapá**, porque no queda más tiempo para salvar la Amazonía, el clima y la vida de la humanidad.

Dicho mandato es un llamado de solidaridad internacional con las luchas indígenas en defensa de la Amazonía, dirigido a los gobernantes, los financieros y a otros actores de la región para superar las visiones fragmentadas y llevar a cabo acciones transfronterizas que superen los límites de los Estados nacionales.

Entre los puntos más destacados se encuentra la necesidad de que los pueblos originarios ejerzan sus derechos colectivos, como una forma de detener el cambio climático y preservar el mundo.

También se enfatiza la importancia de comprender la Cuenca/Región Amazónica como un ser vivo completamente integrado e interconectado, y se propone la transición de la matriz energética actual hacia energías renovables, superando la adicción y contaminación de energía fósil, y rechazando las grandes hidroeléctricas y biocombustibles por sus impactos ambientales y sociales (Acuerdo de París).

Lo anterior, especialmente en los casos graves de Bolivia, por la imposición de megaproyectos y represión a los pueblos indígenas. En Venezuela, por el programa estatal minero del Arco del Orinoco y también en la Guayana Francesa, donde debe cumplirse el Acuerdo de Kayenne.

Igualmente, los pueblos indígenas piden la solidaridad con las luchas en Brasil ante el retroceso de derechos y por una ¡Demarcación Ya! En Perú, por los Yaguas, por la titulación de 20 millones de hectáreas, palma aceitera. En Ecuador, por la ley de Tierras, la invasión minera y petrolera y en Colombia, por el retroceso en derechos e integridad de los resguardos indígenas y en Guyana y Suriname, por la minería y tala ilegal.

También buscan impulsar la organización de plataformas climáticas de los pueblos indígenas en los nueve países amazónicos, orientadas a impulsar la integralidad entre la adaptación y la mitigación; la transición hacia energías renovables. Avanzar con la implementación de la Redd+ Indígena Amazónico, basado en las cosmovisiones y derechos; continuar con los procesos de Restauración territorial y de Economía de Vida Plena.

Otro punto crucial es persistir en la construcción del Fondo Indígena Amazónico que contribuya a poner en valor y financiar las diferentes estrategias climáticas. Un avance importante en el camino de implementación ha sido la conformación de la Plataforma Regional Amazónica de Pueblos indígenas y Cambio climático de la OTCA, creada para facilitar el intercambio de experiencias, de mejores prácticas y lecciones aprendidas sobre la mitigación y la adaptación al cambio climático desde la visión de los pueblos indígenas, fortaleciendo la participación de los pueblos indígenas en la agenda global del cambio climático; y en la elaboración de una Estrategia regional indígena sobre cambio climático con miras a fortalecer la participación y contribución de los Pueblos indígenas en el cumplimiento del Acuerdo de París y la Agenda 2030.

3.2.3.1 Retroceso de Glaciares

El retroceso glaciar ha sido un fenómeno que se ha intensificado durante las últimas décadas en todas las cordilleras del mundo, incluyendo los Andes. Esta región alberga el 98% de los glaciares tropicales que, para inicios del siglo XXI se estimaba cubrían una extensión de alrededor 1.900 Km² (Francou & Vincent, 2015).

En los trópicos, entre las montañas andinas y la cuenca Amazónica (0°03'N - 17°08'S), los glaciares se localizan en cumbres sobre los 4.800 msnm, donde se cuenta con las condiciones climáticas favorables para desarrollarse. Son masas de hielo alargadas que fluyen a través de los valles cordilleranos, o se encuentran organizados sobre estructuras volcánicas formando casquetes glaciares que discurren en todas las direcciones. Alrededor del 60% de los glaciares drenan sus aguas de derretimiento hacia el Amazonas. El Perú posee 63% de estas coberturas, seguido por Bolivia con un 31% y finalmente Ecuador con un 6%.

Sus balances de masa medidos en equivalente en agua, lo cual se refiere al derretimiento neto de hielo o nieve en las zonas bajas, y a la masa ganada por acumulación de nieve en sus cumbres, depende de las condiciones atmosféricas particulares de la región tropical (Basantes-Serrano *et al.*, 2016).

La región recibe una cantidad significativa de energía radiativa (radiación solar), durante todo el año que encuentra su máximo, durante los equinoccios en los meses de marzo y septiembre (Kaser & Osmaston, 2002), coincidente con las elevadas tasas de precipitación correspondiente al desplazamiento de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) y a la presencia de nubosidad característica de la zona tropical, que regulan la cantidad de radiación que reciben los glaciares en su superficie (Espinoza *et al.*, 2020).

En esta región, la distribución de las precipitaciones en los flancos orientales de la Cordillera de los Andes es el resultado de la convergencia de las masas de aire húmedo acarreadas por el paso de la ZCIT y las recicladas, los vientos alisios desde el Atlántico y la selva Amazónica que, son interceptadas por la Cordillera de Los Andes (Garreaud & Aceituno, 2007).

Estas peculiares características dan como resultado un régimen glaciar singular con procesos simultáneos e interconectados de pérdida (ablação) y ganancia (acumulación) de masa a lo largo del año hidrológico, mientras que, entre enero y abril, hacia los trópicos externos, se observa una marcada estacionalidad de la acumulación (Favier *et al.*, 2004, Francou *et al.*, 2004, Sicart *et al.*, 2016). La intensidad de estos procesos está sujeta a la naturaleza de las precipitaciones (sólidas/líquidas) que dependen de las variaciones mínimas de la temperatura atmosférica.

Así, debido a su tamaño ($<15 \text{ Km}^2$), y su localización entre la cuenca del Pacífico y la del Amazonas, zona de transición climática, estos glaciares presentan tiempos de respuesta muy cortos ante los cambios del clima en comparación con las masas glaciares en otras latitudes, por lo que han sido reconocidos como indicadores fiables para documentar los efectos de la variabilidad y el cambio climático en la región (Vuille *et al.*, 2018).

Se espera que el cambio de uso de suelo y las fuertes tasas de deforestación en la Amazonía, combinadas con el aumento proyectado de las temperaturas atmosféricas en las zonas altoandinas (Vuille *et al.*, 2018), tendrían fuertes implicaciones en el ciclo hidrológico del piedemonte andino-amazónico, lo que a su vez pondría en riesgo la existencia de los glaciares de esta región, sobre todo para los glaciares que no superan una altitud mayor a los 5.400 msnm (Rabatel *et al.*, 2013).

Recientes estudios basados en imágenes satelitales han permitido estimar una tasa de pérdida de masa de hielo de 0.39 m equivalente agua al año en los últimos veinte años (Dussaillant *et al.*, 2020). Desafortunadamente, poco se conoce sobre la influencia de los flujos húmedos provenientes de la selva Amazónica y las fluctuaciones glaciares en los Andes, así como sus implicaciones sobre los ecosistemas de una de las regiones más biodiversas del planeta.

Esto debido a las difíciles condiciones climáticas y morfológicas que impiden la implementación de programas glaciológicos de monitoreo a largo plazo en estos sitios, sabiendo que la dependencia que tienen los ecosistemas a las condiciones ambientales que imprimen los glaciares podría ser más pronunciada conforme nos acercamos a las zonas proximales a las lenguas de hielo, es decir, las que se desplazan hacia las llanuras.

A nivel regional, la influencia de los glaciares crea una variedad de condiciones ambientales que terminan siendo cruciales para un sinnúmero de especies de plantas y animales (Cauvy-Fraunié *et al.*, 2016, Espinosa *et al.*, 2020, Anthelme *et al.*, 2021, Rosero *et al.*, 2021) por ejemplo, en el suministro de agua para muchos sitios de cultivo de peces y zonas agrícolas (Muñoz *et al.*, 2015). Sobre esto, se han realizado estudios de los impactos del cambio glacial sobre las transformaciones de las comunidades bióticas y el paisaje en varios países de los Andes tropicales como Venezuela, Colombia y Ecuador (Cuesta *et al.*, 2019).

Asimismo, se llevaron a cabo valiosos estudios sobre:

- Los caudales ambientales y servicios ecosistémicos en los Andes tropicales (Buytaert *et al.*, 2011, Palomo, 2017).
- La diversidad de peces en lagos (Maldonado *et al.*, 2011).
- El cambio de la cobertura vegetal (Young, 2014).
- El manejo adaptativo de la conservación de la biodiversidad en los Andes tropicales (Hole *et al.*, 2011).
- Los patrones regionales de diversidad y endemismo de plantas (Jørgensen *et al.*, 2011).

- El efecto de la extensión de la quitridiomicosis (enfermedad infecciosa que afecta a los anfibios, posible causa de su preocupante declive) y en los sapos en Perú y Ecuador (Seimon *et al.*, 2007).

Otras investigaciones claves para resaltar:

- Ecosistemas y áreas protegidas (Quenta-Herrera *et al.*, 2022).
- Patrones espacio temporales (Vuille *et al.*, 2018).
- Cambios en los rangos de distribuciones y extinciones (Larsen *et al.*, 2011).
- Vulnerabilidad de los ecosistemas al cambio climático (Young *et al.*, 2011).
- Migración altitudinal de comunidades de plantas (Zimmer *et al.*, 2018).
- Estudios paleoecológicos y de cambio climático (Chepstow-Lusty *et al.*, 2005).
- Servicios ecosistémicos (Rolando *et al.*, 2017).

Sin embargo, a pesar de estos avances, el conocimiento sobre el comportamiento general que la biodiversidad tendrá bajo el inminente retroceso glaciar es aún desconocido para muchas de las especies.

3.2.3.2 Inundaciones Severas y Deslizamientos

El río Amazonas tiene la descarga promedio más alta del mundo con aproximadamente 200.000 m³/s (Meade *et al.*, 1991, Latrubblesse, 2008) y en la cuenca Amazónica se encuentran cuatro de los diez ríos más grandes del mundo, considerando su caudal: el Solimões-Amazonas, el Madeira, el Negro y el Japurá (Latrubblesse, 2015).

La mayoría de las ciudades, asentamientos rurales y comunidades indígenas se han establecido a lo largo de los grandes ríos amazónicos debido a la ausencia de una red vial en el pasado. Las llanuras aluviales han sido colonizadas y utilizadas durante siglos por poblaciones indígenas y colonos que desarrollan actividades de subsistencia y comercio como agricultura, producción ganadera, pesquera y forestal que están intrínsecamente relacionadas con el ciclo hidrológico anual (Junk *et al.*, 2000).

No obstante, los grandes ríos amazónicos presentan crecidas en el nivel de sus aguas que provocan inundaciones afectando las poblaciones y sus actividades socioeconómicas. También alteran el transporte de sedimentos, el almacenamiento de carbono en plantas, suelos y humedales (Abril *et al.*, 2014, Armijos *et al.*, 2020).

La temporada de lluvias varía temporalmente en la región Amazónica. Al norte de Ecuador, la temporada de precipitaciones se detecta entre junio y agosto. En la parte sur amazónica, se concentra entre diciembre y febrero (verano austral) y en la región central, ocurre entre marzo y mayo (Espinoza *et al.*, 2022). La intensificación del régimen hidrológico de la cuenca Ama-

zónica evoluciona correlacionalmente con su régimen de precipitaciones (Wang *et al.*, 2018, Funatsu *et al.*, 2021).

Las precipitaciones en el norte de la Amazonía (al norte de los 5°S) aumentaron significativamente entre 180 y 600 mm de diciembre a mayo (verano y otoño austral) desde 1979 hasta 2015 (Wang *et al.*, 2018), mientras que en el sur, las precipitaciones disminuyeron entre junio y noviembre (invierno y primavera austral) asociadas al retraso del inicio del sistema monzónico sudamericano, provocando el alargamiento de la estación seca (Marengo *et al.*, 2011, Arias *et al.*, 2015, Espinoza *et al.*, 2021).

El incremento de las precipitaciones en el norte de la Amazonía provoca un aumento de las descargas de los principales afluentes del norte y noroeste del río Amazonas (Espinoza *et al.*, 2009, Heerspink *et al.*, 2020) y la disminución de las precipitaciones al sur de la Amazonía reduce el caudal medio y mínimo de los ríos contribuyentes al río Amazonas. Por ejemplo, en la estación de Porto Velho en el alto del río Madeira, la disminución fue del 20% durante la década de los 1970 (Espinoza *et al.*, 2009, Lopes *et al.*, 2016).

Por lo anterior, la temporada de lluvias varía espacialmente en la región Amazónica. Durante las últimas tres décadas, el régimen hidrológico en la cuenca Amazónica se caracterizó por una mayor frecuencia de inundaciones y sequías extremas (Marengo y Espinoza 2016, Marengo *et al.*, 2018).

3.2.3.3 Sequías Severas

El patrón de precipitaciones varía entre el norte y el sur de la región Amazónica, esta variación concuerda con los estudios sobre la intensificación de la circulación (atmosférica) de Hadley (que involucra aire que sube del ecuador hacia ambos hemisferios) con un movimiento ascendente mejorado sobre el norte de América del Sur y subsidencia (descenso del aire sobre niveles atmosféricos inferiores) hacia el sur y sureste de la Amazonía (Espinoza *et al.*, 2019, Marengo *et al.*, 2022).

Los eventos de sequía extrema pueden ocurrir en América del Sur tropical simultáneamente con inundaciones en el norte de la Amazonía, como la sequía extrema en el noreste de Brasil en 2012 (Marengo *et al.*, 2013) y condiciones muy secas observadas en la Amazonía boliviana en 2017 (Espinoza *et al.*, 2019, Gutiérrez-Cori *et al.*, 2021).

Las sequías al igual que las inundaciones pueden alterar el intercambio de humedad entre los bosques y la atmósfera, impactando al final sobre la supervivencia de la selva Amazónica. Durante la sequía de 2016, se incrementaron en un 36% los incendios forestales en comparación con los 12 años anteriores en estación seca (Aragão, 2018).

La estación seca en la región Amazónica del sur, donde la tasa de deforestación es superior, se prolongó durante tres a cuatro semanas más (Marengo *et al.*, 2018). Los años 2005 y 2010 se reportaron como años de sequías en la región Amazónica, donde la estación seca se prolongó más de lo acostumbrado, se incrementó el riesgo de incendios forestales y, por consiguiente, se afectó el bienestar de las personas, comunidades, biodiversidad y servicios ecosistémicos.

En Colombia, los ríos son la fuente clave para el transporte, comercio y en consecuencia para la generación de ingresos económicos para las familias y comunidades amazónicas (indígenas y colonos). La estación seca ocurre entre julio y diciembre, pero en los últimos años, las sequías han empeorado gradualmente, vaciando casi por completo los ríos, es decir, secando sus cauces, representando una amenaza para la existencia humana.

En Perú, las sequías ocurridas en 2005 y 2010 significaron la reducción de caudales e impactaron severamente en el transporte fluvial de mercancías y alimentos. Según Barnett *et al.*, (2018), en la región de Ucayali, la sequía funciona como el mejor indicador de la frecuencia y severidad de los incendios forestales en comparación con los indicadores de extensión de la cubierta forestal o tipo de vegetación presente en el área afectada. Es decir, en este caso, no se trata de alguna acción humana directa como perturbación del bosque o prácticas agrícolas, las que están relacionadas como las principales causas de los incendios forestales amazónicos.

Asimismo, las sequías tampoco guardan relación con la ocurrencia de los fenómenos El Niño o La Niña, en la Amazonía occidental. En cambio, las sequías guardan conexión con los cambios en las temperaturas superficiales del Océano Atlántico.

3.2.3.4 Estrategias de Adaptación y Mitigación al Cambio Climático para la Amazonía

La adaptación al cambio climático en los sistemas humanos está definida como el “proceso de ajuste al clima real o esperado y sus efectos, con el fin de moderar el daño o aprovechar las oportunidades beneficiosas”, mientras que en los sistemas naturales es el “proceso de ajuste al clima real y sus efectos, donde, la intervención humana puede facilitar el ajuste (IPCC, 2021).

Por lo general, las medidas de adaptación apuntan a reducir la vulnerabilidad ante los efectos que derivan del cambio climático, es decir de sus impactos. En este contexto, las estrategias de adaptación aplicables al contexto de la Amazonía deben ser generadas con base en procesos participativos que consideren las normas culturales existentes, enfocando las principales causas que hacen vulnerable a la Cuenca/Región Amazónica.

Para ello, son esenciales el conocimiento técnico, criterios de gobernanza y el control sobre los recursos, teniendo en cuenta que además existen otras limitaciones.

Anchante *et al.*, (2012) incluyen dentro de las estrategias de adaptación: la agricultura, la gestión del agua, el sector de la salud. También es necesario tomar en cuenta los enfoques para la adaptación de ecosistemas y comunidades, como la Adaptación Basada en Ecosistemas (AbE), la Adaptación Basada en Comunidades (AbC), el Enfoque de Gestión de Riesgo de Desastres y el Enfoque de Derechos Humanos pueden contribuir a soluciones más integrales y pertinentes. Dentro de dichas estrategias, es necesario reorientar los instrumentos de política y de planificación pública y privada agregando los sectores: transporte, minería, energía, industrial, infraestructura, entre otros.

De igual manera, las nuevas tecnologías para combatir el cambio climático necesitarán un fuerte apoyo financiero tanto del sector público como del sector privado, para generar y canalizar los fondos que hagan posible la implementación de medidas de acción climática y el desarrollo de iniciativas verdes, que brinden bienestar reduciendo los riesgos ambientales.

Por su parte, la mitigación se refiere a la intervención humana para reducir las emisiones o mejorar los sumideros de gases de efecto invernadero, dichas medidas se relacionan con las causas del cambio climático (Panel Intergubernamental del Cambio Climático - IPCC, 2021). Uno de los principales instrumentos desarrollados en el marco del Protocolo de Kyoto es el secuestro de carbono, implementado a través de proyectos de Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL), los cuales, entre otros, contemplan proyectos para la Reducción de Emisiones Provenientes de la Deforestación y Degrado de los Bosques (REDD+) así como proyectos de Reducción de Emisiones (RE) (Anchante *et al.*, 2012).

Existen vínculos estrechos entre la mitigación, la adaptación y las vías de desarrollo, a su vez, los flujos financieros totales anuales han aumentado hasta en un 60% en los últimos ocho años, siendo desiguales entre regiones y sectores, y centrados principalmente en la mitigación (IPCC, 2022).

En Brasil, los cambios políticos han redefinido las prioridades de desarrollo hacia el sector agrícola por encima de la mitigación al cambio climático, ello al reducir poder a las agencias ambientales y las leyes de protección forestal (incluido el Código Forestal), permitiendo la expansión de áreas cultivables hacia el interior de las áreas protegidas (AP). Dicha situación es similar en países como Bolivia y puede extenderse a la región dirigiéndola hacia un punto de inflexión irreversible, en especial si las tasas de deforestación siguen en aumento (IPCC, 2022).

3.2.4 Especies Exóticas, Introducidas e Invasoras

Las especies exóticas invasoras (EEI) son una de las principales amenazas para la extinción y disminución poblacional de las especies nativas en todo el mundo (Lowe *et al.*, 2004, Bellard *et al.*, 2016). Algunos las consideran como la segunda causa de extinción de especies, después de la pérdida de hábitats (Wilcove *et al.*, 1998, McNeely, 2001, Lowe *et al.*, 2004, Bellard *et al.*, 2016).

Estas especies pueden llegar a tener consecuencias nefastas en los hábitats que ellas invaden, ya que pueden depredar y competir específicamente con las especies nativas (Cooper *et al.*, 2007, Evans *et al.*, 2011, Lowe *et al.*, 2004, Vilá *et al.*, 2011). Introducen parásitos y patógenos que pueden llegar a afectar la salud humana y animal (Daszak, 2000, Crowl *et al.*, 2008, Conn, 2014), y también pueden ocasionar daños ambientales y económicos en zonas donde llegan a establecerse según la Base de Datos Global de Especies Invasoras, (GISD, sigla en inglés, (2022), Leskey & Nielsen, 2018).

A pesar de las amenazas y peligros que las especies invasoras pueden acarrear para el medio ambiente, la salud y la alimentación humana mundial, estas especies han sido pobremente cuantificadas y poco tenidas en cuenta por los tomadores de decisiones en todo el mundo (Pörtner *et al.*, 2021).

La IPBES inició una Evaluación Global sobre las especies invasoras y su control (Johnson *et al.*, 2020, IPBES, 2019). Así mismo, en el reporte de Evaluación sobre la Degradación de la Tierra y Restauración, se asocia la pérdida de la cobertura vegetal como un contribuyente del cambio climático, lo cual puede acelerar entre otros impulsores directos, cambios en la distribución de especies invasoras, plagas y patógenos (IPBES, 2018).

Con relación a las plantas introducidas o invasoras en la región Amazónica, la información se encuentra disagregada. Por ejemplo, en la Amazonía colombiana se han registrado 250 especies (Instituto SINCHI, 2022), mientras que en la Amazonía brasileña Zenni y Ziller (2011) reportan solo trece especies, pero no consideran especies comestibles y con otros usos, como las utilizadas en los jardines de las ciudades amazónicas.

Los peces cuentan con 41 especies introducidas y trasplantadas en la macrocuenca, de las cuales tres especies, *Arapaima gigas*, *Poecilia reticulata* y *Oreochromis niloticus* tienen el mayor número de registros geográficos. Los países con el mayor número de peces introducidos son en su orden: Colombia, Brasil y Bolivia (da Costa Doria *et al.*, 2021).

Hasta el momento, se han registrado dos ranas y seis lagartijas en la región Amazónica que han sido trasplantadas (dos especies) e introducidas (seis) (Tabla 3.6). Aunque son pocas especies, una especie de rana (*Eleutherodactylus johnstonei*) y tres lagartijas (*Hemidactylus frenatus*, *H. mabouia* y *Lepidodactylus lugubris*), tienen gran potencial invasor, y han sido causantes de extinciones o reducciones drásticas de especies nativas alrededor del mundo.

Tabla 3.6 Anfibios y reptiles introducidos en la región Amazónica

Espezie introducida	Exótica (E), transplantada (T)	Distribución original	Zona de Introducción Amazonía	País	Fuente
Clase Amphibia (ranas, sapos)					
<i>Eleutherodactylus johnstonei</i>	E	Antillas Menores	Georgetown	Guyana	Meilink et al. (2013)
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	T	Cerrados y Ca-tinas del centro y suroriente de Brasil, oriente de Paraguay	Manaus, AM; Canutama, AM; Belém, PA; Alter do Chão, PA; Santarém, PA; Presidente Médici, RO	Brasil	Rodriguez Forti et al. (2017)
Clase Reptilia (lagartijas, serpientes)					
<i>Anolis aeneus</i>	E	Antillas Menores	Georgetown	Guyana	Meilink et al. (2013)
<i>Gonatodes albogularis</i>	T	Amplia distribu-ción, Centro y norte de Sur América (tran-sandino), algunas islas del Caribe	Belén de los Andaquíes, Florencia, CA; Inírida, GU; La Macarena, ME; Puerto Asís, PU; Mitú, VA	Colombia	Caicedo-Por-tilla & Guti-érrez-Lamus (2020)
<i>Gonatodes vittatus</i>	E	Costas de Co-lombia, Vene-zuela, varias islas oceánicas del mar Caribe	Georgetown; Rockstone Landing	Guyana	Meilink et al. (2013)
<i>Hemidactylus frenatus</i>	E	Sur y sureste asiático	En casi todas las zonas bajas del país	Colombia, Ecuador	Caicedo-Por-tilla y Dulcey-Cala (2011), Caicedo-Por-tilla (2019), Pazmiño-Otamendi (2020)
<i>Hemidactylus mabouia</i>	E	Zona central de África	Región amazó-nica	Brasil, Bolivia, Colombia, Guyana, Guyana Francesa, Perú, Suriname	Caicedo-Por-tilla y Dulcey-Cala (2011), Caicedo-Por-tilla (2019), von May et al. (2021)
<i>Lepidodactylus lugubris</i>	E	Sureste asiático, algunas islas del Pacífico	Nororiente de la región amazó-nica	Brasil, Suriname	D'Angiolella et al. (2021)

Fuente: Elaboración propia para este reporte.

Las especies introducidas e invasoras en la cuenca Amazónica pueden aumentar sus áreas de distribución gracias a las tasas altas de deforestación y el subsecuente calentamiento global. Al igual que sucedía con los peces introducidos en la cuenca Amazónica (da Costa Doria *et al.*, 2021), la información disponible para varios grupos en cuanto al número de especies y el impacto ecológico, económico o social de las especies introducidas en la Amazonía es aún muy limitado o se encuentra fragmentado. Por ejemplo, el único país de la región que ha realizado una valoración de los costos económicos de las invasiones biológicas es Brasil (Pires Adelino *et al.*, 2021), pero no se tienen datos de esos impactos para la región Amazónica. Urge realizar estos estudios, especialmente las valoraciones para la región Amazónica.

Estudio de caso 3.8 El pez Paiche (*Arapaima gigas*), una especie introducida en Bolivia, con importancia comercial creciente

Autora: Sandra Acebey

El pez paiche, también conocido como pirarucú o arapaima (*Arapaima gigas*) se distribuye de manera natural en la cuenca del Amazonas, aproximadamente en 2 millones de Km² en Brasil, Venezuela, Ecuador, Colombia y Perú (Carvajal-Vallejos, *et al.*, 2017) y es vulnerable a la extinción por su valor comercial y sobreexplotación. En Bolivia, el paiche es una especie introducida desde los años 60 y una de las principales especies comerciales del norte amazónico (Carvajal-Vallejos, *et al.*, 2018).

La introducción en los ríos Madre de Dios y Beni es considerada como una amenaza para los peces y las pesquerías de la Amazonía boliviana (Van Damme, *et al.*, 2011), la cual se extiende también en la Cuenca del Mamoré (aguas arriba de las cachuelas) y en la Cuenca del Iténez (Carvajal-Vallejos, *et al.*, 2018).

Es importante considerar que la ictiofauna de algunas de estas cuencas resulta ser muy vulnerable a los impactos causados por especies introducidas, no sólo por su elevada biodiversidad, sino por los endemismos y dominancia de especies pequeñas y medianas que son vulnerables a la degradación del hábitat acuático (Carvajal-Vallejos, *et al.*, 2018), desencadenando efectos en cascada a lo largo de la cadena trófica especialmente en lagunas (Van Damme, *et al.*, 2011).

En la Amazonía boliviana, se registran al menos 802 especies de peces, de las cuales aproximadamente 80 tienen importancia para la pesca artesanal y de subsistencia, y al menos 30 son de importancia para la pesca comercial. De manera natural, el paiche es un carnívoro especializado, con base en estudios de su dieta y pesca se observó que consume varias especies de peces que también son aprovechadas por los pescadores artesanales como: *Potamorhina altamazonia* (llorona). Las comunidades indígenas prefieren consumir el pescado nativo lo cual es importante cuando analizamos los posibles impactos del paiche. Ambientalmente, el comportamiento territorial del paiche podría ser determinante en la presencia o abundancia de especies raras y/o sensibles, además de competir con otros depredadores como el tucuná-re (*Cichla pleiozona*) y el bentón (*Hoplias malabaricus*) (Carvajal-Vallejos, et al., 2018).

A pesar de sus posibles impactos, el paiche representa el 80% de la pesca a nivel local (Coca, et al., 2012) y el 3,43% a nivel nacional (Carvajal-Vallejos, et al., 2017) contribuyendo y mejorando la seguridad alimentaria. Sus cadenas de valor generan beneficios económicos para diversos actores locales y regionales, aunque con un futuro incierto.

Con el paiche, las pesquerías comerciales que ofrecían un conjunto de especies nativas han sido reemplazadas por pesquerías de una sola especie en varias comunidades, planteando preguntas sobre cómo los cambios tanto en la base de los recursos como en las estrategias de medios de vida asociadas están afectando la resiliencia del sistema (Macnaughton, et al., 2015).

Carvajal-Vallejos, et al., (2018) indican cambios en las cadenas de valor, afectando a la vez, las relaciones de poder entre actores que viven del aprovechamiento del recurso y en la normativa que a la fecha, no considera acciones para las especies introducidas.

Es necesario implementar acciones de investigación-acción sobre todo con relación a los impactos sobre las especies nativas y sobre la pesca de subsistencia en comunidades indígenas, manejo y gestión pesquera, y planificación de acciones prioritarias bajo gobernanzas y participación de todos los actores incluyendo una coordinación transfronteriza con países como Brasil (Acre y Rondônia, cuenca del río Madeira), ya que también el paiche es una especie introducida en dichas zonas.

3.2.5 Explotación y Sobreexplotación

El uso no sostenible de los recursos naturales provocado por la sobreexplotación y el tráfico de vida silvestre es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad, junto con otros factores como la fragmentación del hábitat, el cambio del uso del suelo y la presencia de especies invasoras (UN Environment - IRP, 2019, UNEP, 2016).

El consumo de productos y subproductos de fauna silvestre sucede por diversas motivaciones, por ejemplo, la carne y huevos de quelonios (tortugas) se consumen para la subsistencia y como manjar en muchas partes del mundo, incluyendo regiones Amazónicas (Morcatty *et al.*, 2015, Chaves *et al.*, 2021), o la carne de mamíferos silvestres con alta demanda; siendo así que un total de 3.181 individuos de 21 especies de mamíferos fueron cazados durante 12 meses por la Comunidad Shuar en Ecuador (Zapata-Ríos, 2009).

Por otro lado, la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) regula el comercio internacional de fauna y flora silvestre. Diversos países de la región surten la demanda externa de especímenes vivos (ejemplo: tortugas de río, peces ornamentales) y sus partes o subproductos, incluidas las pieles de pecarí y cuero de reptil, entre otros.

Desde América del Sur un estimado de 6 millones de ejemplares de peces ornamentales han sido exportados cada año, en los últimos 10 años, por acuarios comerciales desde la ciudad de Iquitos, Perú, seguido por Brasil (Vásquez-Oliveira, 2020).

Según los datos de exportación de la CITES, entre 2010 y 2018 se registraron más de un millón de tortugas de río (*Podocnemis unifilis*) exportadas desde Perú hacia Hong Kong. Los anfibios y los reptiles son los taxones más comunes comercializados legalmente, incluyendo especies CITES y no CITES.

Los anfibios como el género *Phyllobates* y el género *Dendrobates* representan la mayor parte del comercio legal en Colombia, mientras que otras especies no incluidas en la CITES como la rana mono gigante (*Phyllomedusa bicolor*) y la rana foliar rayada blanca (*Phyllomedusa vaillanti*) fueron las especies más comercializadas en Perú, con más de ocho mil ejemplares exportados entre 2010 y 2018. Igual sucede con la tortuga matamata (*Chelus fimbriata*) agregada recientemente en el Apéndice II de la CITES, en la COP 19 en noviembre de 2022.

Por su aspecto distintivo, icónico y curioso, es altamente codiciada como mascota, exportada principalmente desde Perú hacia los países asiáticos, con más de 62 mil individuos registrados en el mismo período, según la Sociedad para la Conservación de la Vida Silvestre (WCS, sigla en inglés, 2022).

Por otro lado, se estima que el tráfico ilegal de vida silvestre es un problema creciente en la región andino-amazónica, que amenaza la supervivencia de diversas especies y socava la buena gobernanza, con la violación de las leyes nacionales y los tratados internacionales. Este delito se encuentra entre los cinco principales comercios transnacionales ilegales, junto con las armas y drogas.

El tráfico de la vida silvestre también amenaza la seguridad de las personas y el estado de derecho de los países, ya que involucra redes de crimen organizado que pueden estar relacionados con otros crímenes conexos (UNODC, 2020).

La débil aplicación de la ley en los países de la región ha llamado la atención de las redes internacionales, convirtiendo a estos países en un punto caliente de extracción y tráfico de vida silvestre. Los impactos de esta actividad ilícita incluyen la pérdida de biodiversidad y un perjuicio a los medios de vida, amenazando la seguridad alimentaria y el bienestar cultural de los pueblos indígenas.

Adicionalmente, este delito evade las normas sanitarias a nivel nacional e internacional, generando una amenaza crítica para la salud pública porque conlleva a escenarios que aumentan la probabilidad de generación y transmisión de enfermedades zoonóticas, es decir que han pasado de animales a humanos. (Allen, 2017).

La magnitud del comercio ilegal es difícil de cuantificar, la información disponible sobre las actividades ilegales podría no reflejar la dimensión real del problema. Las acciones de incautaciones y/o confiscaciones dependen en gran medida del esfuerzo y la capacidad, que es muy variable entre los países y las localidades, de las autoridades de control, por lo que es muy difícil determinar qué fracción de la actividad ilegal total representa.

A través de un análisis de las tendencias del comercio legal e ilegal regional de fauna silvestre en Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y fronteras con Brasil, entre 2010 y 2018 se han documentado más de 61 mil registros de comercio ilegal a través de incautaciones, entregas voluntarias, hallazgos, entre otros, que documentan más de 900 especies reportadas, encontrándose frecuentemente tortugas de agua dulce del género *Podocnemis sp.*, aves psitácidas como el pihuicho o perico de alas blancas *Brotogeris versicolorus*, paseriformes como el *Sicalis flaveola*, principalmente en Perú.

El mamífero agouti paca *Cuniculus paca*, fue la especie mayormente confiscada como carne de monte en Ecuador y Brasil, específicamente en los estados de Amazonas y Acre.

Así mismo, el jaguar (*Panthera onca*) se encuentra también dentro de los especímenes confiscados en el grupo de mamíferos. Sobre esta icónica especie, a mediados de 2014 hubo 52 casos verificables de comercio ilegal de vida silvestre de jaguar en Bolivia, con dos casos adicionales de incautaciones de partes de jaguar en la China provenientes de Bolivia (Polisar et al., 2023).

Con relación a los anfibios, la especie *Telmatobius culeus* (Rana gigante del Titicaca) fue la que registró el mayor número en las confiscaciones en Perú, con más de 22.000 individuos confiscados entre 2010 y 2018 en dicho país y, por otro lado, la rana de punta de flecha histriónica (*Oophaga histriónica*) con 165 especímenes confiscadas en Colombia (WCS, 2023).

Aunque existen algunas vías comerciales legales, la demanda a menudo se abastece a través de mercados ilegales. Las modalidades de oferta ilegal de las especies silvestres en los países amazónicos registradas incluyen espacios físicos y virtuales. Entre 2007 y 2012, en Perú, se documentaron alrededor de 21 mercados urbanos en 16 departamentos de dicho país, donde se identificaron 193 especies de fauna silvestre vendidas vivas (Mendoza *et al.*, 2022). Los resultados de las búsquedas específicas de comercio de especies de fauna silvestre entre los años 2010 y 2020, disponibles en fuentes abiertas de información de los principales motores de búsqueda en línea (Google y Yahoo) y redes sociales (Facebook e Instagram).

En Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú se evidencian más de mil registros a nivel de género o especie de reptiles, aves, anfibios y mamíferos con más de 4 mil especímenes identificados (WCS, 2021). Otro estudio documentó en Brasil más de 1.682 individuos de fauna silvestre ofrecidos en redes sociales y servicios de mensajería privada (Wyatt *et al.*, 2022).

En América Latina y el Caribe, incluyendo la Cuenca/Región Amazónica, hubo una disminución del 94% de las poblaciones de biodiversidad en los últimos 50 años, donde uno de los motores principales directos de esta pérdida es la caza y captura de plantas y animales, ocurriendo principalmente en áreas tropicales (WWF, 2022).

La OTCA, dentro de los diferentes esfuerzos que realiza, está fortaleciendo la capacidad institucional y técnica de los países amazónicos en la gestión, monitoreo y control de especies de flora y fauna silvestres amenazadas por el comercio ilegal, particularmente aquellas especies que se encuentran en los Apéndices de la CITES (Ruiz-Tagle *et al.*, 2022).

Se creó en conjunto con los países amazónicos, un *dashboard* y un visor geográfico, es decir, herramientas de visualización de datos, el primero los muestra en tiempo real y el segundo a nivel geográfico permitiendo la interacción con el mapa. Estos dispositivos se encuentran en el Observatorio Regional Amazónico, (ORA) de la OTCA.

El ORA posee información actualizada y específica sobre el tráfico ilegal de 18 especies de flora y fauna de los Apéndices I (*Panthera onca*, *Ara macao*, *Leopardus pardalis*, *Harpia harpyja*, *Leopardus wiedii*) y del Apéndice II (*Arapaima gigas*, *Aniba rosaeodora*, *Podocnemis unifilis*, *Cedrela spp.*, *Tayassu pecari*, *Tapirus terrestris*, *Amazona farinosa*, *Caiman crocodilus*, *Peltcephalus dumerilianus*, *Podocnemis expansa*, *Ara ararauna*, *Ara chloropterus*, *Paleosuchus palpebrosus*) de la CITES en la Región Amazónica, para contribuir a los procesos de toma de decisión por parte de Autoridades CITES, de los gestores de instituciones de control, entre otros (ORA, 2022).

Dentro de los resultados principales para las 18 especies, se detecta que existe un incremento en las frecuencias de las confiscaciones desde el 2009 hasta el 2020, y que los puntos de mayor incidencia del tráfico ilegal de especies se localizan en toda la región Amazónica, la gran mayoría, ubicados fuera de la distribución geográfica de las especies en zonas semi-urbanas y urbanas, lo cual posiblemente indica que estas especies son cazadas/cosechadas y transportadas hasta puntos de venta y/o acopio sin ser detectadas.

Dentro de las rutas del tráfico ilegal, se identifica que éstas parten de todos los países amazónicos con destinos internacionales hacia las Américas, Europa, Asia y Oceanía. Según los resultados, la Amazonía sufre al ser abastecedor de vida silvestre para los mercados ilícitos. Asimismo, existen rutas internas nacionales, donde se detecta un flujo predominante para traficar *Arapaima gigas* desde las cercanías hacia Manaos en Brasil para su posible venta.

Por otro lado, se registró un total aproximado de 65.158 especies y sus partes confiscadas en la región Amazónica y alrededor de 324.724 Kg de carne de las diferentes especies. Los tipos de productos traficados superan los 40, de los cuales se detectaron garras, patas, dientes, cráneos, huesos, plumas, pieles, productos hechos con pieles, animales vivos, animales muertos, carne, huevos, caparazones, escamas, madera, madera aserrada, aceite, entre otros.

Los valores estimados pueden ser altos debido a que son obtenidos para las diferentes especies y por partes. Los métodos de transporte utilizados son principalmente el aéreo, seguido por el medio fluvial y en menor escala terrestre y marítimo. Finalmente, los lugares donde estas especies son mayormente detectadas y confiscadas son en vehículos privados terrestres o fluviales, en equipaje aéreo, cargo, residencias y centros de comercio.

Se tiene previsto que estas herramientas de información de la plataforma ORA sean constantemente utilizadas por los países amazónicos para llevar a cabo un adecuado monitoreo e incluir información oficial para mantenerla actualizada para los diferentes actores (ORA, 2022).

En la región, como en muchas otras partes del mundo, el tráfico de vida silvestre fomenta la corrupción, amenaza los sistemas de seguridad y, en muchos casos, vincula o alimenta diferentes delitos. Algunas comunidades locales combaten las actividades ilegales monitoreando y reportando incidentes a las autoridades, incluso estableciendo grupos locales de control y vigilancia para combatir la caza furtiva. Al mismo tiempo, gobiernos y autoridades vienen desarrollando esfuerzos y compromisos para combatir el tráfico de vida silvestre.

A pesar de los esfuerzos conjuntos, la expansión de los delitos ambientales continúa siendo una amenaza tangible, y el tráfico de vida silvestre surge como una preocupación importante. Si bien es un fenómeno mundial, es un problema flagrante en la región.

Estudio de caso 3.9 El tráfico de colmillos y otras partes del jaguar

Autor: Enzo Aliaga-Rossel

Entre las numerosas amenazas sobre la biodiversidad, el tráfico ilegal de vida silvestre es una de las amenazas difíciles de controlar, siendo la tercera actividad ilícita, presionando las poblaciones de especies silvestres a niveles críticos de reducción de sus números. En el caso específico del jaguar, una especie icónica de la Amazonía, muy arraigada en la cultura latinoamericana.

Núñez y Aliaga-Rossel (2017) reportan la nueva demanda ilícita de partes de esta especie, principalmente de los colmillos además de la piel y los cráneos, incluso los chinos hierven los huesos para obtener la pasta negra y otras. Este tráfico se relaciona con la llegada de numerosas empresas chinas, que ejecutan proyectos de infraestructura, operando cerca de áreas naturales.

Numerosas denuncias y reportes internacionales indican que ciudadanos chinos demandan productos de animales silvestres y son potenciales comercializadores, que, aprovechándose de las necesidades de las comunidades locales, ofrecen remuneración económica para conseguir sus objetivos.

En Bolivia, a pesar del complejo sistema de acopio, de intermediarios del comercio y transporte, se ha logrado interceptar gente traficando colmillos y realizando envíos desde diferentes lugares del país hacia China. Desde el 2014 hasta el 2020, al menos 760 colmillos de jaguar han sido decomisados en diferentes operativos. Considerando que solamente el 10% de los ilícitos son encontrados, esta amenaza es muy significativa. En Bolivia, se encuentran en curso varios procesos penales y sentencias a estos traficantes, sin embargo, las penas y sanciones no son rigurosas y son fácilmente eludibles.

En Asia, estas partes reemplazarían la demanda de productos de tigre, empleados tanto en medicina tradicional, joyas o como símbolo de estatus, etc. Se hace notar que, junto a la pérdida de estos mamíferos, la fragmentación del hábitat y el conflicto con ganaderos se ha ocasionado la dramática disminución de sus poblaciones a lo largo de su distribución hasta llevarlos al borde de la extinción.

Por otro lado, se tienen registros confirmados del tráfico de las partes del jaguar en Brasil, Colombia, México, Perú, Suriname y Venezuela. Sin embargo, por tratarse de un ilícito de vida silvestre, es difícil hacer seguimiento y tener datos cuantificados de la cantidad de muertes de ésta y otras especies relacionadas con esta actividad.

La Amazonía es un territorio extenso, con muchas áreas fronterizas naturales remotas, donde el contrabando transita fácilmente hasta salir del continente. Por lo anterior, la lucha y supresión de esta actividad ilegal es un desafío de conservación para las autoridades y para cada país.

En Bolivia, se ha puesto en marcha una importante iniciativa nacional para buscar estrategias de educación, capacitación a autoridades, fortalecimiento a la policía ambiental entre otros, para hacer frente a la mortalidad por el comercio ilegal. Esta iniciativa cuenta con la participación de numerosas ONG, academia, investigadores y la participación del gobierno. Este esfuerzo conjunto también debe ser replicado y consolidado a nivel regional.

3.3 Impulsores Indirectos Antropogénicos

3.3.1 Sistemas de Gobernanza e Instituciones Formales e Informales

La gobernanza tiene varias definiciones, según los Indicadores de Gobernanza Mundial (WGI, sigla en inglés) desarrollados por el Banco Mundial. La gobernanza consiste en las tradiciones e instituciones mediante las cuales se ejerce la autoridad en un país, lo cual incluye el proceso por el cual los gobiernos son seleccionados, monitoreados y reemplazados, así como la capacidad del gobierno para formular e implementar efectivamente políticas sólidas, y el respeto de los ciudadanos y el Estado por las instituciones que rigen las interacciones económicas y sociales entre ellos (Kaufmann & Kraay, 2020).

Según los indicadores del WGI, las dimensiones de gobernanza incluyen:

- Voz y responsabilidad: participación en la elección de los gobernantes, libertad de expresión entre otros.
- Estabilidad Política y Ausencia de Violencia/Terrorismo.
- Efectividad del Gobierno: calidad de la función pública e independencia política.
- Calidad regulatoria: relacionada con la capacidad para formular y aplicar políticas para el desarrollo de diferentes sectores.
- Imperio de la ley: relacionado al estado de derecho, confianza en las reglas de una sociedad y su cumplimiento.
- Control de la Corrupción.

Bajo esos criterios y considerando una valoración en percentiles donde, 0 sería el valor más bajo y 100 el más alto, de acuerdo con la Tabla 3.7 los países amazónicos muestran los siguientes indicadores:

Tabla 3.7 Valoración en percentiles indicadores WGI para los países de la Amazonía

Indicadores de Gobernanza Mundial (WGI)	Países en la Cuenca Amazónica								
	Brasil	Bolivia	Perú	Colombia	Ecuador	Venezuela	Guayana	Suriname	Guayana Francesa
Voz y responsabilidad	50-75 th	25-50 th	50-75 th	50-75 th	25-50 th	0-10 th	50-75 th	50-75 th	90-100th
Estabilidad Política y Ausencia de Violencia / Terrorismo	25-50 th	25-50 th	25-50 th	10-25 th	25-50 th	0-10 th	25-50 th	50-75 th	50-75 th
Efectividad del Gobierno	25-50 th	25-50 th	25-50 th	50-75 th	25-50 th	0-10 th	25-50 th	25-50 th	75-90 th
Calidad regulatoria	25-50 th	0-10 th	50-75 th	50-75 th	0-10 th	0-10 th	25-50 th	10-25 th	75-90 th
Imperio de la ley	25-50 th	10-25 th	25-50 th	25-50 th	25-50 th	0-10 th	25-50 th	25-50 th	75-90 th
Control de la Corrupción	25-50 th	10-25 th	25-50 th	25-50 th	25-50 th	0-10 th	25-50 th	25-50 th	75-90 th

Fuente: Kaufmann *et al.* 2010, donde 0 (cero) es el valor más bajo, 100 el más alto. <http://info.worldbank.org/governance/wgi/Home/Reports>

En este contexto, Pastrana y Stopfer (2020) realizaron un análisis de la Gobernanza Multinivel, en el cual se busca entender la complejidad de las relaciones entre los múltiples actores, permitiendo entender los escenarios a un nivel supra y subnacional en la gestión de los territorios y sus diferentes configuraciones.

En el marco de la gestión de los recursos naturales, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) determina cuatro tipos de gobernanza: pública, privada, mixta y la de los pueblos indígenas o comunidades locales (Casavecchia, 2014). En ese contexto, resalta como fortalezas para la Amazonía una serie de avances en cuanto al fortalecimiento de mecanismos de participación en la gestión de áreas protegidas, que van desde mecanismos de cogestión, descentralización a nivel subnacional y nuevas rutas críticas para la creación de nuevas áreas.

Sin embargo, es necesario seguir avanzando en la inclusión de los derechos de los pueblos indígenas y comunidades locales en los marcos normativos, empoderamiento en la gestión y control de los territorios y en el reconocimiento de sus derechos.

Los Estados a través de sus diferentes actores también influyen en las acciones y resultados ambientales, donde la naturaleza transfronteriza de los problemas ambientales en la Amazonía toma importancia en el marco de una gobernanza ambiental, que trasciende no solo los países de la cuenca, sino que consideran una gobernanza transnacional para la protección, defensa y gestión con dimensiones planetarias (Pastrana & Stopfer, 2020, Heileman, 2019, Cruz *et al.*, 2020).

La evaluación del Panel Científico por la Amazonía 2021 destaca que, para encontrar caminos sostenibles para la Amazonía bajo una Visión de Amazonía Viva, éstos deben articularse con los instrumentos económicos y políticas globales, incluyendo los acuerdos sobre el cambio climático, la conservación del medio ambiente y la biodiversidad, la gobernanza ambiental y social (ESG, sigla en inglés) y las metas globales como los Objetivos de Desarrollo Sostenible, ODS.

En ese sentido es necesario encaminarse al cumplimiento de las metas globales como: los ODS, los compromisos de la COP27 de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) sobre el establecimiento del Fondo de Pérdidas y Daños y la Red de Santiago para pérdidas y daños, con el fin de canalizar asistencia técnica a los países más vulnerables al cambio climático. Igualmente, proseguir con el Programa para la adaptación de Sharm el Sheij, que mejora la resiliencia de las personas que viven en las comunidades más vulnerables al clima para 2030; con una transición justa a Cero Neto; las recomendaciones del IPCC; el Marco de Sendai para la reducción de riesgos de desastres 2015-2030 y la Meta 8 del Marco Global de Biodiversidad Kunming-Montreal.

3.3.2 Crecimiento Económico

En términos de importancia y crecimiento económico, Brasil resalta con un Producto Interno Bruto (PIB) de 1.6 billones de dólares siendo la economía dominante en la Amazonía, con el 70% del PIB a nivel regional. En segundo lugar, Colombia con 314 mil millones de dólares y un 14% del PIB. En el otro extremo, podemos indicar a Suriname con apenas el 0.12% del PIB. En términos de desarrollo económico, la región se clasifica como de Ingreso Medio Alto. El ingreso per cápita medio para el año 2020 de la región se encontraba en los 6 mil dólares americanos. El país con el ingreso per cápita más alto es Guyana, con ingreso per cápita de 6.956 dólares, seguido por Brasil con 6.799 dólares americanos. Bolivia destaca como el país con el ingreso per cápita más bajo con 3.143 dólares americanos (Tabla 3.8).

Tabla 3.8 Crecimiento económico y su importancia en los países de la Amazonía

País	Superficie Terrestre amazónica	PIB	PIB	PIB Per cápita	PIB Tasa de Crecimiento	PIB Tasa de Crecimiento	Deuda/ PIB
	%	MMUSD	%	USD 2020	Promedio 10 Años %	Promedio sin 2020 %	%
Brasil	61.9%	1,608,981	69.85%	6,797	0.96%	1.46%	88.60%
Colombia	6.0%	314,322	13.65%	5,333	2.76%	3.72%	65.80%
Perú	11.4%	223,249	9.69%	6,127	3.07%	4.49%	35.09%
Ecuador	1.5%	106,166	4.61%	5,600	1.87%	2.83%	47.30%
Bolivia	8.5%	40,408	1.75%	3,143	3.51%	4.65%	78.10%
Guyana	2.5%	7,409	0.32%	6,956	7.39%	3.79%	43.70%
Suriname	1.7%	2,862	0.12%	6,491	0.15%	1.62%	111.40%
Venezuela	5.5%	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Fuentes: World Bank (<https://databank.worldbank.org/>); IMF, 2020 <https://www.imf.org/en/Countries/BRA#country-data>; <https://www.imf.org/en/Countries/BOL#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/COL#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/ECU#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/GUY#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/SUR#countrydata>, Venezuela, Estimado; Amazonia Security Agenda Project, 2016.

En términos de endeudamiento se destacan Suriname y Brasil con una relación de Deuda sobre el PIB de un 111% y un 88%. Se considera que niveles de endeudamiento superiores al 60% son poco sostenibles y disminuyen el potencial de crecimiento a mediano plazo.

3.3.2.1 Indicadores Energéticos

El consumo energético en la región medido en términos per cápita es muy modesto. Si tomamos el país de la región con el consumo energético más alto, este es cinco veces menor al de un país desarrollado de renta alta como Estados Unidos.

Suriname, Brasil y Venezuela presentan los niveles de consumo energético más altos. En Suriname y Venezuela, como resultado de la preponderancia de la industria petrolera en sus economías, y en el caso de Brasil se presenta un nivel de consumo per cápita menos distorsionado pero alto para la región, dada la mayor industrialización del país (Tabla 3.9).

Tabla 3.9 Indicadores energéticos en los países de la Amazonía

País	PIB Per cápita USD 2020	Consumo Energético 2020 kW/h Per cápita
Brasil	6,797	2,430
Colombia	5,333	1,254
Perú	6,127	1,420
Ecuador	5,600	1,456
Bolivia	3,143	749
Guyana	6,956	1,210
Suriname	6,491	3,100
Venezuela		2,280

Fuentes: World Bank (<https://databank.worldbank.org/>); IMF <https://www.imf.org/en/Countries/BRA#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/BOL#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/COL#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/ECU#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/GUY#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/SUR#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/VEN#countrydata>

3.3.2.2 Índice de Desigualdad Económica

El coeficiente de Gini mide la desigualdad entre los niveles de ingresos de un país. Un coeficiente de Gini de 0 expresa igualdad perfecta, mientras que un coeficiente de Gini de 1 (o 100%) expresa máxima desigualdad entre valores. En la región Amazónica, el país con el mayor nivel de desigualdad es Suriname, seguido por Brasil. Perú y Bolivia muestran los menores niveles de desigualdad (Tabla 3.10).

Tabla 3.10 Coeficiente de Gini sobre desigualdad en los países de la Amazonía

País	GINI
Suriname	57.6
Brasil	53.9
Colombia	50.4
Venezuela	46.9
Ecuador	45.4
Guyana	44.6
Perú	42.8
Bolivia	42.2

Fuente: unstats.un.org

3.3.2.3 Indicadores Demográficos que influencian la Economía en los Países Amazónicos

Los países más habitados de la región son Brasil, con el 60% de los habitantes seguido por Colombia, con el 14%, siendo estos países los que muestran los niveles de fertilidad más bajos de la región. Bolivia, Guyana y Suriname muestran las tasas de fertilidad más altas. La expectativa media de vida es de 75 años en la región, siendo Ecuador el país con la expectativa de vida más alta (77 años) y Guyana con la más baja (69 años). (Tabla 3.11).

Tabla 3.11 Indicadores demográficos relevantes en la economía en los países de la Amazonía

País	No. de Habitantes Millones	Fertilidad hijos por madre	Expectativa de Vida Años
Brasil	211.0	1.7	75.8
Colombia	50.3	1.8	77.2
Perú	32.5	2.2	76.7
Venezuela	28.5	2.3	72.0
Ecuador	17.4	2.4	77.0
Bolivia	11.5	2.7	71.5
Guyana	0.8	2.4	69.9
Suriname	0.6	2.4	71.6

Fuente: datacatalog.worldbank.org

A continuación, se presentan algunos datos macroeconómicos de relevancia que permiten entender las tendencias existentes en los países de la Amazonía⁴, como se detallará a continuación, en las Figuras 3.14 (a,b,c,d,e,f,g,h,i) y cuyas fuentes son el Banco Mundial, Naciones Unidas y el Fondo Monetario Internacional.

La región Amazónica se destaca por su diversidad en cuanto al tamaño de las economías y sus poblaciones. Por un lado, Brasil sobresale con una población de aproximadamente 214 millones de habitantes y ocupa la décima posición a nivel mundial en términos de Producto Interior Bruto (PIB), con un impresionante total de 1,449 billones de dólares (cifra nominal para el año 2020), según datos del Fondo Monetario Internacional (FMI).

4 Fuentes: World Bank <https://databank.worldbank.org/>; Naciones Unidas <https://unstats.un.org>; <https://www.imf.org/en/Countries/BRA#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/BOL#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/COL#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/ECU#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/GUY#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/SUR#countrydata>; <https://www.imf.org/en/Countries/VEN#countrydata>

En contraste, países como Suriname presentan una población significativamente más reducida, con alrededor de 600 mil habitantes y un PIB de aproximadamente 214 millones de dólares, ubicándose en la posición 171^a en el ranking global de PIB del FMI para el año 2020.

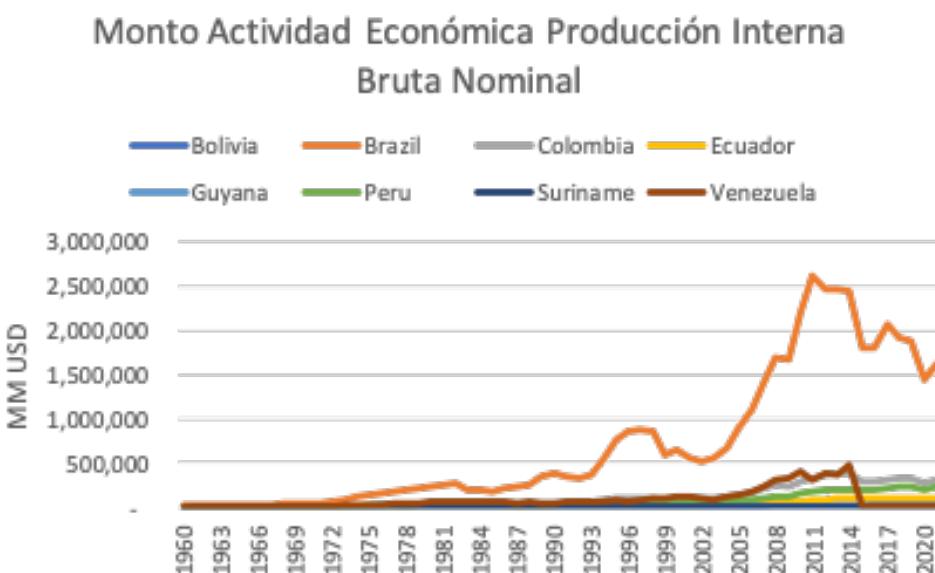


Figura 3.14 (a) Monto actividad económica producción interna bruta nominal en los países de la Amazonía

Las diferencias en la región se vuelven más notables cuando observamos el Producto Interno Bruto (PIB) de los países, donde Brasil representa aproximadamente el 80% del PIB regional. Esta posición se ha consolidado aún más debido al colapso económico de Venezuela.

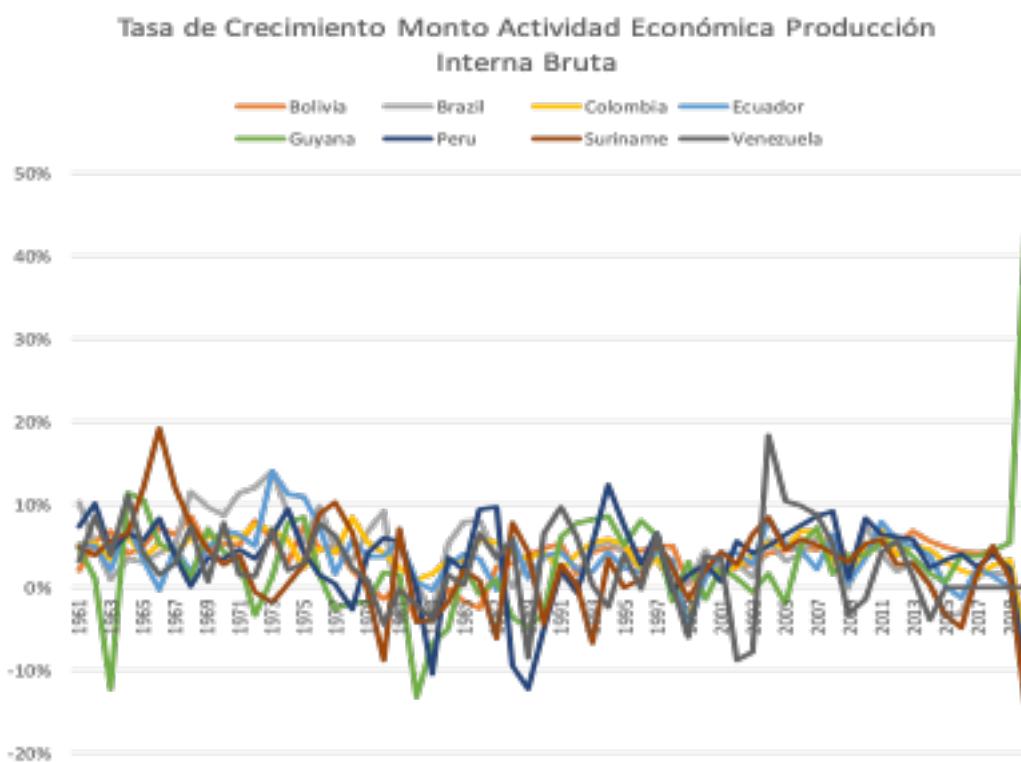


Figura 3.14 (b) Tasa de crecimiento monto actividad económica, producción interna bruta en los países de la Amazonía

La historia de crecimiento económico de los países de la Cuenca/Región Amazónica es variada y depende en gran medida de la ubicación específica del país dentro de la región, sus políticas económicas, la explotación de recursos naturales y otros factores. Aquí se proporciona una visión general de la evolución económica en algunos de los países más grandes y representativos de la Cuenca/Región Amazónica:

Brasil: Brasil es el país más grande de la región Amazónica y ha experimentado un crecimiento económico significativo a lo largo de las décadas. Durante la segunda mitad del siglo XX, el país implementó políticas de industrialización y modernización que llevaron a un rápido crecimiento económico en ciudades como São Paulo y Río de Janeiro. Sin embargo, también enfrentó desafíos económicos y sociales, como la inflación alta y la desigualdad. En las últimas décadas, Brasil ha continuado su desarrollo económico, aunque también ha enfrentado problemas como la recesión y la degradación ambiental en la Amazonía debido a la deforestación.

Perú: Perú ha experimentado un crecimiento económico constante en las últimas décadas, impulsado en gran parte por la inversión en sectores como la minería y la construcción. El país ha visto mejoras en la infraestructura y la expansión de la clase media. Sin embargo, también enfrenta desafíos relacionados con la distribución de la riqueza y la protección del medio ambiente en la región Amazónica debido a la explotación de recursos naturales.

Colombia: Colombia ha tenido un crecimiento económico variable debido a factores como el conflicto armado y la volatilidad en los precios del petróleo, que es una importante fuente de ingresos para el país. En las últimas décadas, Colombia ha experimentado un crecimiento económico más sólido y ha implementado políticas para fomentar la inversión y el desarrollo en la región Amazónica.

Ecuador: Ecuador ha experimentado altibajos económicos y ha dependido en gran medida de los ingresos petroleros. El país ha buscado diversificar su economía y ha implementado políticas para promover el turismo y la producción sostenible en la Amazonía.

Bolivia: Bolivia ha pasado por cambios políticos significativos en las últimas décadas y ha buscado un mayor control estatal sobre sus recursos naturales, como el gas y el petróleo. Ha habido un enfoque en la redistribución de la riqueza y la promoción de la inclusión social.

Venezuela: El crecimiento económico de Venezuela y su posterior colapso han sido un caso complejo y controvertido en las últimas décadas. El colapso económico de Venezuela se caracteriza por una combinación de factores económicos, políticos y sociales. La economía se contrajo significativamente, la hiperinflación y la escasez afectaron gravemente a la población, y la crisis resultante ha tenido un impacto devastador en la calidad de vida de los venezolanos.

Suriname: El crecimiento económico de Suriname ha estado históricamente ligado a la explotación de recursos naturales, como la bauxita, el petróleo y el gas. La economía ha experimentado altibajos, con períodos de crecimiento y desafíos económicos, y su futuro depende en gran medida de su capacidad para administrar de manera efectiva sus recursos naturales y promover la diversificación económica.

Guyana: ha experimentado un crecimiento económico acelerado impulsado por el descubrimiento de importantes reservas de petróleo y gas. Sin embargo, el desafío para el país es administrar estos recursos de manera sostenible y diversificar su economía para evitar posibles riesgos asociados con la dependencia excesiva del petróleo y el gas.

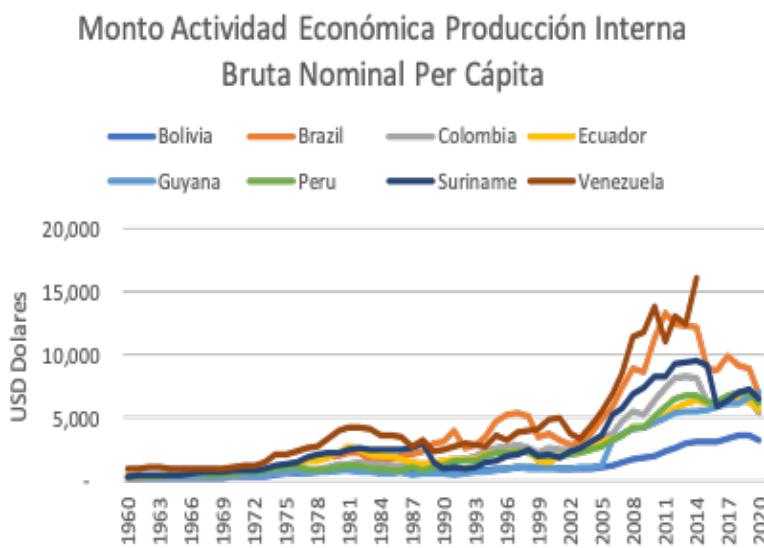


Figura 3.14 (c) Monto actividad económica producción interna bruta nominal per cápita en los países de la Amazonía

La historia del crecimiento del ingreso per cápita en los países de la Cuenca/Región Amazónica muestra una diversidad de situaciones. En general, varios de estos países han experimentado un crecimiento económico positivo en las últimas décadas, impulsado por sectores como la minería, la agricultura y, en algunos casos, la explotación de recursos naturales como el petróleo y el gas. No obstante, persisten desafíos significativos, como la desigualdad económica y social, y la necesidad apremiante de diversificar sus economías para reducir la dependencia de los recursos naturales y garantizar la sostenibilidad a largo plazo.

Por ejemplo, Guyana ha vivido un crecimiento económico excepcional gracias al descubrimiento de vastas reservas de petróleo y gas en su costa, lo que ha transformado su economía en una de las de más rápido crecimiento en la región. En contraste, otros países como Brasil y Colombia han enfrentado obstáculos relacionados con la desigualdad y la gestión de los recursos naturales. La sostenibilidad ambiental y una gestión adecuada de los recursos naturales se erigen como aspectos críticos en la región, dado su impacto en el desarrollo económico y en el bienestar a largo plazo de la población.

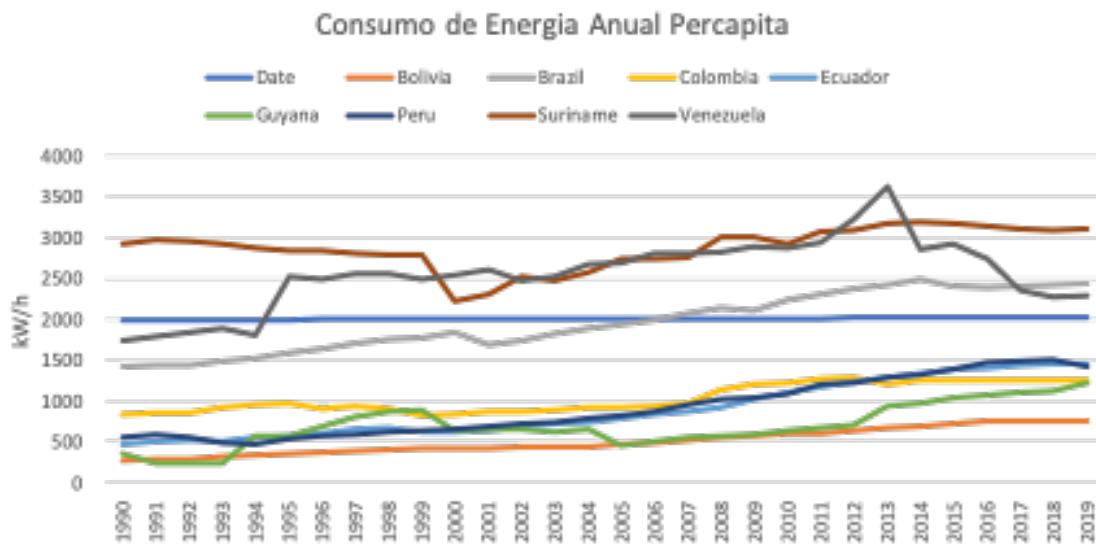


Figura 3.14 (d) Consumo de energía anual per cápita en los países de la Amazonía

El consumo de energía per cápita en los países amazónicos ha fluctuado debido a factores como el crecimiento económico y la disponibilidad de recursos energéticos. Por ejemplo, Brasil ha visto un aumento constante en su consumo gracias al crecimiento económico y la diversificación de su matriz energética.

Colombia ha experimentado un crecimiento gradual impulsado por el desarrollo económico y la inversión en energías renovables. Perú ha aumentado su consumo debido al crecimiento económico y la expansión de infraestructura energética, mientras que Ecuador lo ha hecho mediante la inversión en hidroeléctricas y la explotación petrolera. Bolivia ha elevado su consumo con el crecimiento económico y la producción de gas natural.

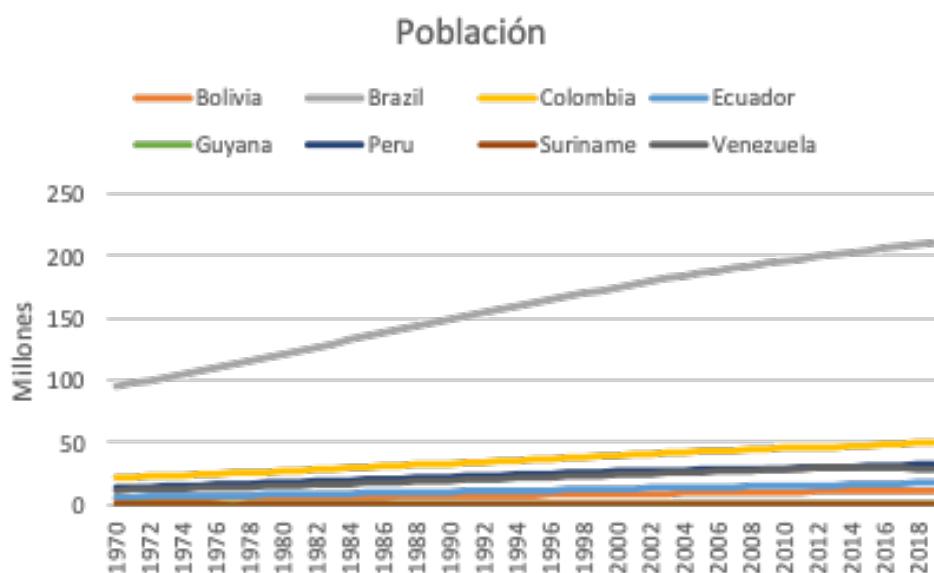


Figura 3.14 (e) Población en los países de la Amazonía

El crecimiento de la población en la Cuenca/Región Amazónica varía debido a factores como el crecimiento natural, la migración y la urbanización. Por ejemplo, Brasil ha experimentado un significativo crecimiento poblacional impulsado por la migración hacia la Amazonía debido a oportunidades económicas y tierras para la agricultura.

Perú ha visto un crecimiento constante gracias a mejoras en la atención médica y la migración a áreas urbanas, incluyendo las regiones Amazónicas. En Colombia, el crecimiento ha sido sostenido, impulsado por la expansión agrícola y minera. Ecuador ha registrado un aumento poblacional en sus ciudades Amazónicas debido al desarrollo económico y la migración de otras regiones. Bolivia también ha experimentado un aumento poblacional debido al crecimiento natural y la migración hacia áreas Amazónicas en busca de oportunidades económicas. Cabe destacar que la gestión sostenible de la población es crucial para la conservación de la biodiversidad y los ecosistemas amazónicos.

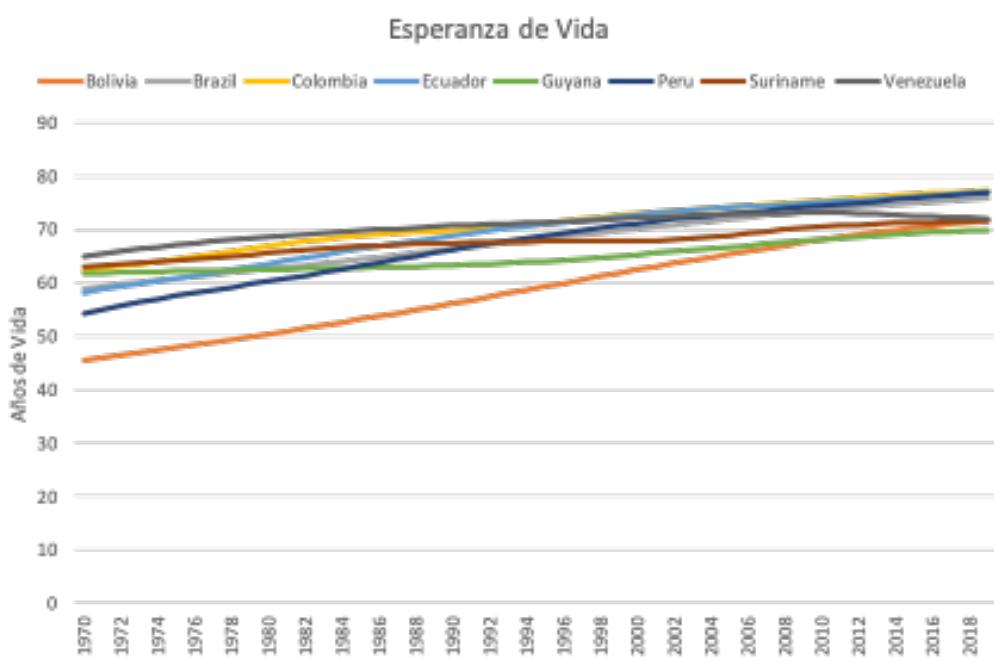


Figura 3.14 (f) Esperanza de vida en los países de la Amazonía

La esperanza de vida en la Cuenca/Región Amazónica ha aumentado debido a mejoras en la atención médica y la reducción de la mortalidad infantil. Por ejemplo, Brasil, Perú, Colombia, Ecuador y Bolivia han experimentado mejoras constantes en la esperanza de vida, gracias a la expansión de servicios de salud y programas de atención médica. Esto ha llegado incluso a las áreas más remotas de la Amazonía. A pesar de los desafíos en el acceso a servicios de salud en áreas apartadas, la región ha logrado un significativo progreso en la calidad de vida y la longevidad de su población gracias a esfuerzos gubernamentales y organizaciones internacionales.

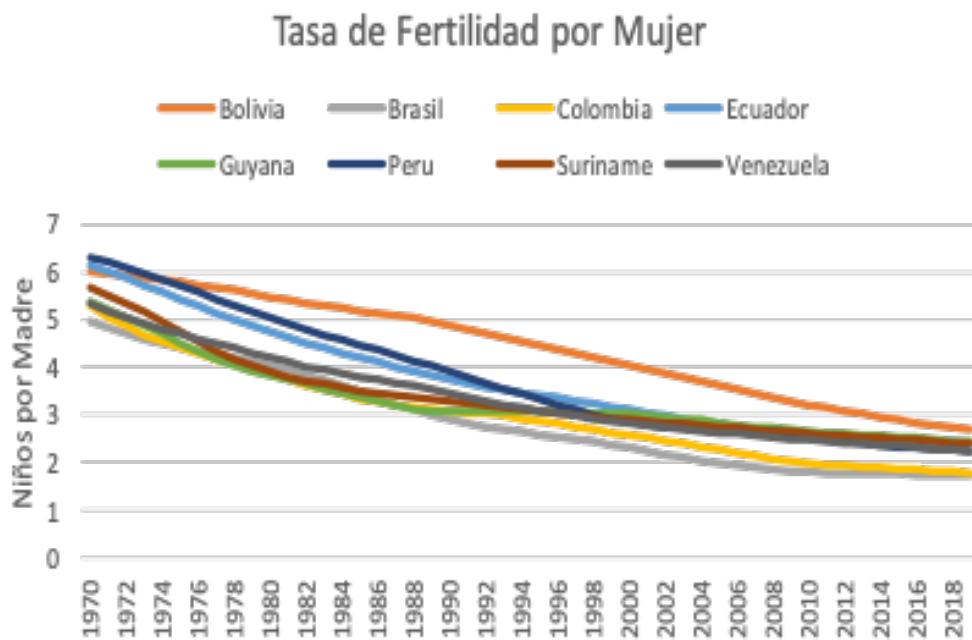


Figura 3.14 (g) Tasa de fertilidad por mujer en los países de la Amazonía

La caída de la tasa de fertilidad en la Cuenca/Región Amazónica se debe principalmente al desarrollo económico, la urbanización y el acceso a educación y servicios de salud. En Brasil, Perú, Colombia, Ecuador y Bolivia, estas tendencias han llevado a una disminución gradual de la tasa de fertilidad a lo largo de las décadas. Factores como la participación de las mujeres en la fuerza laboral y la disponibilidad de métodos anticonceptivos también han influido en esta tendencia. En resumen, esta disminución se alinea con la tendencia global de reducción de tasas de natalidad en todo el mundo.

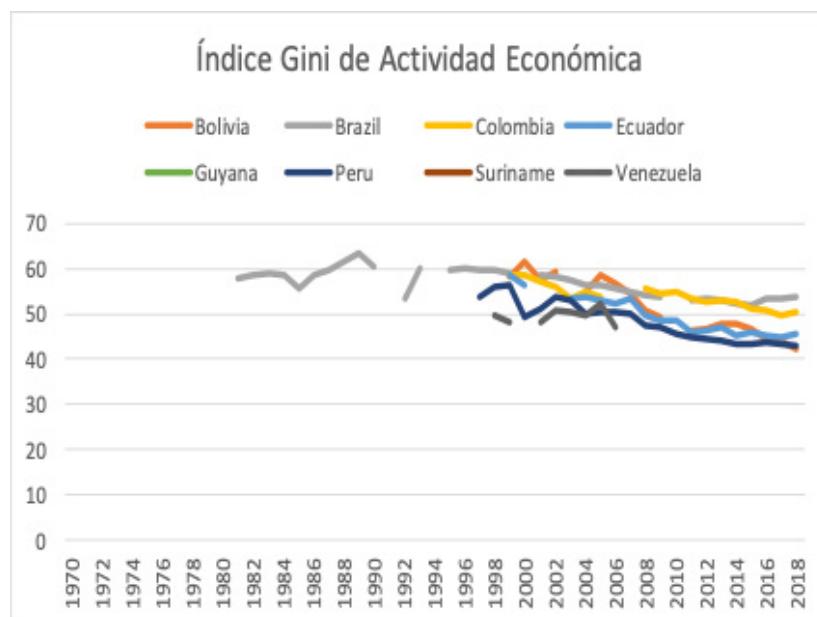


Figura 3.14 (h) Índice de Gini de Actividad económica en los países de la Amazonía

El índice de Gini de actividad económica evalúa la desigualdad en la distribución de la producción económica en lugar de ingresos personales. Se calcula de manera similar al índice de Gini tradicional, con valores cercanos a 0 indicando distribución equitativa y valores cercanos a 1 señalando desigualdad extrema en las actividades económicas. Este índice ayuda a entender la diversificación o concentración económica en una región o país, pero se utiliza menos que el índice de Gini de ingresos y su aplicación varía según el contexto y los datos disponibles.

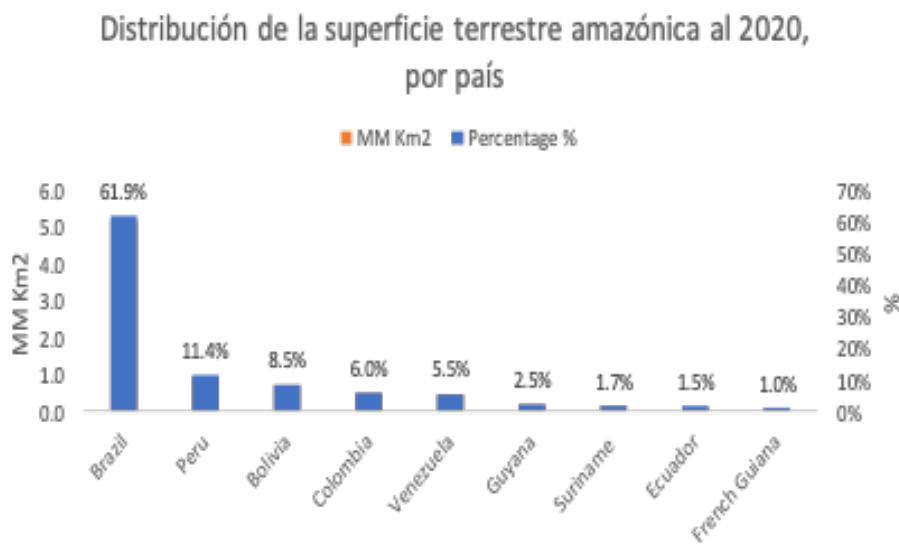


Figura 3.14 (i) Distribución de la superficie terrestre Amazónica al 2020 por país

La distribución de la superficie Amazónica varía entre los países de la Cuenca/Región Amazónica. En resumen:

- Brasil tiene alrededor del 62% de la Amazonía en su territorio, siendo el país más grande en términos de extensión.
- Perú es el segundo país más grande con aproximadamente el 11% de la Amazonía.
- Colombia posee alrededor del 6% de la Amazonía, siendo el tercero en tamaño.
- Venezuela tiene alrededor del 5% de la Amazonía.
- Bolivia contribuye con cerca del 8.5% de la superficie amazónica.
- Guyana, Ecuador y Surinam tienen porciones más pequeñas de la Amazonía en sus territorios.

Esta distribución refleja la diversidad geográfica y la participación de varios países en la conservación y desarrollo sostenible de esta importante región. Es importante tener en cuenta que los porcentajes son aproximados y pueden variar según las fuentes y los límites geográficos utilizados para definir la Cuenca/Región Amazónica.

3.3.3 Comercio Internacional y Finanzas

3.3.3.1 Relaciones Comerciales con la Unión Europea: 1990-2006, la Deforestación Exportada desde la Amazonía

La globalización económica ha implicado un aumento en el comercio mundial de materias primas agrícolas. Así, desde los años 90 la sociedad europea incrementó el consumo de bienes agrícolas producidos en América Latina (Laurans *et al.*, 2017, Gibbs *et al.*, 2010), incluyendo algunos asociados con la deforestación en la Región Amazónica (Zaks *et al.*, 2009, Morton *et al.*, 2006).

La soya es apenas un ejemplo, siendo una de las principales importaciones de la Unión Europea. Del 2001 al 2006, se extendió un millón de hectáreas en la Amazonía brasileña, contribuyendo a alcanzar cifras récord de deforestación en ese período (Macedo *et al.*, 2012, Morton *et al.*, 2006). Esta soya se destinó para la alimentación de animales para consumo humano en la Unión Europea, específicamente cerdos, aves, peces y bovinos utilizados para lácteos (Angerand & Patentreger, 2020) Esto hace a los consumidores europeos parcialmente responsables de las emisiones de carbono (Zaks *et al.*, 2009) y de la pérdida de biodiversidad en la Amazonía en este período.

3.3.3.2 Año 2008: La Moratoria Internacional a la Soya proveniente de la Deforestación Amazónica (SoyM)

En respuesta a esta situación, y gracias a la presión ejercida por organizaciones de la sociedad civil y otros sectores (Laurans *et al.*, 2017), una gran parte de los comercializadores de soya firmaron en 2006, un acuerdo conocido como la moratoria a la soya brasileña (SoyM), en la que se comprometieron a no comprar soya proveniente de tierras deforestadas (Carneiro Filho *et al.*, 2020, Gibbs *et al.*, 2015).

La moratoria entró en vigor el 22 de julio de 2008, y su gobernanza y puesta en marcha es asegurada por el Grupo de Trabajo sobre la Soya (GST), organizaciones de la sociedad civil, el Ministerio de Ambiente brasileño y el Banco de Brasil.

La deforestación y la eventual transformación del bosque en cultivos de soya es monitoreada anualmente con imágenes satelitales (Agrosatélite, 2019). Las unidades de producción que continúan cultivando soya en tierras deforestadas son excluidas de acuerdos comerciales con las empresas signatarias de la moratoria (Gibbs *et al.*, 2015).

Como respuesta a esta situación, entre 2008-2009 y 2017-2018, la moratoria europea a la soya brasileña (SoyM), es decir la suspensión temporal del producto por los impactos ambientales negativos, redujo la tasa de deforestación observada 5,2 veces en la Amazonía brasileña (Agrosatélite, 2019), por lo que diversos estudios científicos la consideran como una iniciativa exitosa en este sentido (Kastens *et al.*, 2017, Gibbs *et al.*, 2016, Gibbs *et al.*, 2015).

Pese a la moratoria, la producción de soya en la Amazonía se cuadriplicó en este mismo período, extendiéndose en pasturas y tierras que habían sido deforestadas previamente a su implementación (Carneiro Filho *et al.*, 2020).

A partir de 2018, las tasas de deforestación en la Amazonía brasileña han aumentado significativamente (ver sección 3.3.1), y diversas asociaciones de productores de soya han manifestado su oposición a la continuidad de la moratoria, pues “*atentaría contra la soberanía nacional y la libre competencia*” (Valor, 2019).

3.3.3.3 La Unión Europea: Regulaciones hacia una Cero Deforestación Importada

La Comisión Europea publicó en 2013, un estudio relacionado con el impacto del consumo europeo sobre la deforestación, evidenciando su responsabilidad a través de la importación de materias primas producidas en zonas tropicales (European Commission, 2013).

En consecuencia, durante la COP 21 de la Convención Marco sobre Cambio Climático en 2015, seis países de Europa firmaron la “Declaración de Amsterdam”, en la que se comprometieron a apoyar las iniciativas de empresas comprometidas a eliminar la deforestación en sus cadenas de valor (Kusumaningtyas & Van Gelder, 2019, Laurans *et al.*, 2017).

Adicionalmente, Francia incluyó en 2017 dentro de su Plan Clima, un eje en el que se comprometió a eliminar la importación de productos que contribuyan a la deforestación (Laurans *et al.*, 2017).

En noviembre de 2021, la Comisión Europea propuso una regulación, adoptada en diciembre de 2022, a partir de la cual requiere que todos los productores de aceite de palma, soya, madera, cacao, café y carne demuestren que sus productos no provienen de tierras que hayan sido deforestadas después de diciembre 2020 (European Commission, 2021, 2023).

Así mismo, en septiembre de 2022, la Comisión Europea aprobó una regulación para contrarrestar la deforestación importada, relacionada con 14 *commodities* tropicales o recursos naturales básicos (incluyendo aceite de palma, soya, madera, cacao, café y carne vacuna), donde los productores deben demostrar que sus productos no provienen de tierras que hayan sido deforestadas después de diciembre de 2020. Esta medida se impuso para compensar la deforestación importada, que ocurre cuando un país importa un producto a expensas de la deforestación en otro. Este concepto muestra la responsabilidad directa o indirecta que debe asumir un país por la afectación de un ecosistema en otro país, dado sus patrones de consumo.

Estudio de caso 3.10 La ratificación del Tratado de Libre Comercio entre la Unión Europea y el bloque Mercosur: ¿la deforestación como un obstáculo a las exportaciones agrícolas?

Autora: Catherine Gamba-Trimiño. Basado en: Cremmers *et al.*, (2021).

En 2019, y luego de veinte años, se aprobó un acuerdo de asociación entre la Unión Europea y el bloque Mercosur (Brasil, Argentina, Paraguay y Uruguay). El Acuerdo, que aún debe ser ratificado por el Consejo Europeo y votado en los Parlamentos, provee un libre intercambio de determinados productos entre estas dos regiones, pero también la promoción de valores conjuntos, tales como el desarrollo sostenible y la lucha contra el cambio climático (European Commission, 2019).

Sin embargo, diferentes Estados de la Unión Europea han manifestado su escepticismo frente al Acuerdo, especialmente en lo que tiene que ver con las regulaciones ambientales de los productos agrícolas.

En efecto, el aumento acelerado de la deforestación en la Amazonía brasileña a partir de 2018, al igual que los incendios forestales en esta zona en 2019 y 2020, suscitaron reacciones negativas de diferentes jefes de Estado.

Francia, por ejemplo, ha condicionado su apoyo al cumplimiento de los compromisos adquiridos en el Acuerdo de París por parte de los países del bloque Mercosur, así como a un aumento cero de la deforestación importada por la Unión Europea producto de las materias primas que llegarán al continente. Condiciones que han sido igualmente evocadas por Alemania y los Países Bajos.

A la fecha, marzo de 2022, el Acuerdo no ha sido votado dadas la crisis del Covid-19 y la actual guerra en Ucrania. Sin embargo, como Francia lidera actualmente la presidencia del Consejo Europeo hasta el 30 de junio de 2022, es poco probable que el Acuerdo sea ratificado en este período sin atender las inquietudes ambientales expresadas por el mandatario.

3.3.4. Desarrollo Tecnológico

Dado que la tecnología abarca las acciones humanas y su desarrollo de manera integral, la tasa de cambio tecnológico se considera como un motor de cambio para la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas y actúa como un catalizador de cambios paradigmáticos en los sistemas de producción con implicaciones sociales considerables (Pichs-Madruga *et al.*, 2016).

Sin embargo, los continuos avances tecnológicos condicionan la forma de interactuar y comunicarse en las sociedades posmodernas (Luque & Herrero, 2019) por lo cual las relaciones entre ciencia, tecnología y sociedad también están cambiando. La ciencia moderna no logra avanzar sin los aportes instrumentales de la tecnología moderna, ni la tecnología moderna avanza sin los aportes teóricos de la ciencia moderna (Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana - IIAP, 2009).

En la Amazonía, muy poco se habla de tecnología, dado que en varios lugares el acceso a la electricidad es limitado y este recurso es necesario para el funcionamiento de varias tecnologías (Hübner & Pineda, 2013). Sumado a la falta de acceso a las comunicaciones, sobre todo a internet (WCS, 2022), que destaca como una plataforma de innovación tecnológica en los procesos comunicativos, siendo la interacción usada en el entorno digital por la población con acceso a ésta (Luque & Herrero, 2019).

Las tecnologías relacionadas con la agricultura y otros usos del suelo constituyen uno de los factores determinantes en las transformaciones del uso de la tierra en la Amazonía (Jarrín-V, *et al.*, 2017, Bustamante *et al.*, 2018).

La tecnología también puede ser importante como recurso para la conservación, uso y desarrollo sostenibles, incluso un cambio tecnológico puede aumentar la eficiencia de la agricultura y reemplazar la insostenible pauta de producción (rendimiento de los cultivos y resiliencia, ganadería sostenible, pesca y acuicultura) (Bustamante *et al.*, 2018). La tecnología es igualmente vital en los procesos de transformación y comercialización (Hartwich *et al.*, 2007).

Debido a la falta de accesibilidad en muchas zonas, también puede aportar supliendo ciertos servicios, como los datos a través de la telemedicina, por ejemplo, en el río Napo en Perú (CAF, 2019).

3.3.5. Tendencias Poblacionales y Demográficas

El crecimiento demográfico en territorios amazónicos ha sido superior en comparación con los territorios no amazónicos. La ocupación del territorio amazónico ha marcado una fuerte tendencia hacia la ausencia de planificación.

En las tendencias de las dinámicas poblacionales en regiones transfronterizas de la región Amazónica existe un intenso intercambio poblacional transfronterizo. Podría establecerse una correlación entre las dinámicas poblacionales de los territorios con pérdidas y degradaciones de la biodiversidad y servicios ecosistémicos de la región Amazónica.

Las capacidades productivas de las comunidades locales amazónicas podrían verse reducidas por fenómenos demográficos tipo migración y ocupación del territorio. Según el Atlas de vulnerabilidad hidroclimática de la Región Amazónica (OTCA & CIIFEN, 2021), la población en la

Cuenca/Región Amazónica es superior a los 48,5 millones de habitantes. La mayor parte de la población de la cuenca está concentrada en zonas urbanas como Belém, Manaos, Río Branco, Porto Velho, Boa Vista y Macapá en Brasil; Iquitos en Perú; Florencia y Leticia en Colombia; Trinidad en Bolivia; Lago Agrio en Ecuador; Linden en Guyana; Blauwgrond en Suriname; Ature en Venezuela, entre otras (Manganelli *et al.*, 2022).

La Amazonía cuenta con aproximadamente entre 420 y 511 pueblos indígenas, según datos de la OTCA, 2021 y de COICA, s.f., (citado en ORA, s.f.), respectivamente, de los cuales alrededor de 66 se encuentran en aislamiento voluntario o contacto inicial. Al tiempo que existen 86 lenguas y 650 dialectos, reflejando que estos pueblos tienen una dinámica demográfica propia, con niveles y perfiles de fecundidad y mortalidad y patrones de asentamientos humanos diversos; transitan entre fronteras, se desplazan sobre la base de patrones sociales y no sobre patrones geográficos (Manganelli *et al.*, 2022).

3.3.6. Desarrollo Humano

3.3.6.1 Otras Visiones del Desarrollo: el Buen Vivir y los Pueblos Indígenas Amazónicos

En la última década, el concepto de Buen Vivir ha tomado fuerza en América Latina, como una alternativa a los paradigmas convencionales de desarrollo (Merino, 2016). Sin embargo, desde los años 80, el antropólogo francés Philippe Descola (1986) había documentado la expresión *Shiir Waras* (Bien Vivir) en el pueblo amazónico Achuar, (Perú) como la armonía y reciprocidad entre los individuos, la sociedad y la naturaleza.

Posteriormente, la comunidad Amazónica Kichwa de Sarayaku, en Ecuador, elaboró el concepto *Sumak Kawsay*, como una manera de vivir en armonía con la naturaleza y el territorio (Alonso González y Macías Vázquez 2015, Viteri, 2003). Así, el antropólogo Kichwa Viteri (2003) describe el *Sumak Kawsay* como un mundo vivo en el que los elementos materiales y espirituales interactúan, por lo que, para ganar recursos para vivir bien, los Sarakayu necesitan vivir en armonía con los espíritus de la tierra, el agua y los bosques.

Esto significa que un río, por ejemplo, no es sólo un río que pueda ser utilizado para energía, irrigación y consumo, sino una parte integral del orden social, económico y cosmológico.

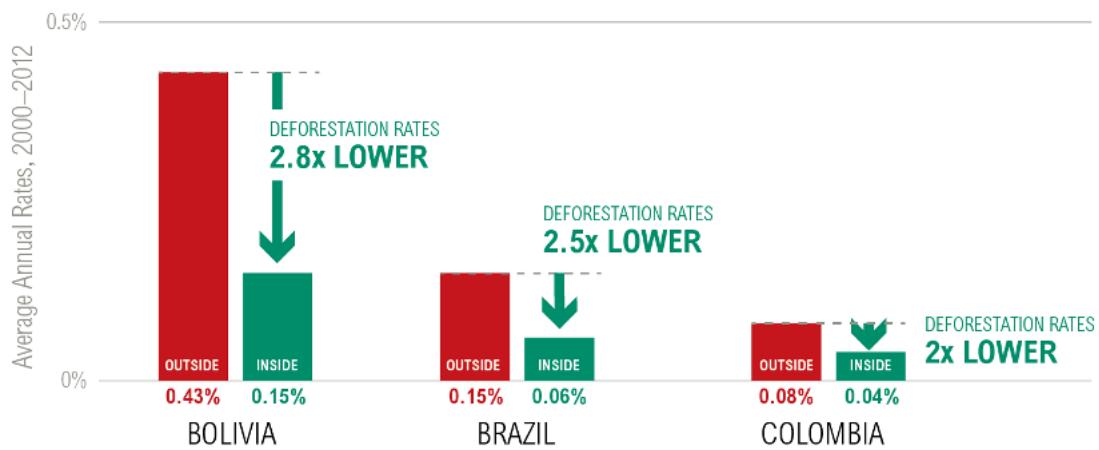
Diversos pueblos amazónicos se han identificado con la noción del Buen Vivir, llegando a hacer parte de la agenda política de organizaciones como la Coordinadora de las Organizaciones Indígenas de la Cuenca Amazónica (COICA), que representa las organizaciones nacionales indígenas de todos los países amazónicos.

Así, en la Agenda Amazónica Indígena Regresando a la Maloca (COICA, 2005), se hace énfasis en el derecho al territorio y a la autodeterminación sin afectar la soberanía nacional, implicando el respeto de las normas indígenas para administrar la economía, explotar los recursos naturales y proteger el equilibrio ecológico.

El Buen Vivir y la gobernanza de la biodiversidad en territorios indígenas: diferentes estudios han evidenciado la contribución positiva de las tierras gobernadas por los pueblos indígenas a la conservación de la biodiversidad (Forest Peoples Programme, *et al.*, 2020).

En ese sentido, el Instituto Global de Recursos (Ding *et al.*, 2016) reporta tasas de deforestación inferiores dentro de las tierras indígenas en Colombia, Bolivia y Brasil en comparación con las áreas circundantes (Figura 3.15); mientras que Begotti & Peres (2020) encontraron que más de la mitad de los territorios indígenas en Brasil conservan el 90% de cobertura vegetal natural, siendo este porcentaje mucho mayor que el de las tierras deshabitadas.

Less Deforestation in Tenure-Secure Indigenous Lands



WRI.org/SecuringRights

 WORLD RESOURCES INSTITUTE

Figura 3.15 Tasas de deforestación en tierras gobernadas por indígenas (promedio anual entre 2000 y 2012)
Fuente: Ding *et al.*, 2016, World Resources Institute.

Dada la importancia de los pueblos indígenas en la conservación de la Amazonía, el Capítulo 4 de esta Evaluación está dedicado al Diálogo de Saberes y Conocimientos Tradicionales sobre la biodiversidad.

Estudio de caso 3.11 El plan para el cuidado del territorio del pueblo Wapichan en Guyana. *Baokopa'o wa di'itinpan wadauniinao ati'o nii* — Pensando juntos para las generaciones que vienen detrás de nosotros

Autora: Catherine Gamba-Trimiño. Basado en: Gomes y Wilson (2012).

El pueblo Wapichan vive en el Distrito Rupununi, sur de Guyana. El *Wapichan wiizi* (territorio) está compuesto de bosques, sabanas, humedales, lagos y ríos, albergando especies poco comunes como el águila harpía, la nutria gigante, el perro de monte y el jaguar, además de varias Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAS), y sitios de importancia histórica y cultural para las comunidades. En 2012, el Pueblo Wapichan elaboró un plan comunitario de desarrollo y uso sostenible para su territorio, el cual cubre aproximadamente 2,8 millones de hectáreas.

El Plan *Baokopa'o wa di'itinpan wadauniinao ati'o nii* —Pensando juntos para las generaciones que vienen detrás de nosotros— describe los múltiples servicios, valores y significados que el territorio provee; incluyendo, por ejemplo, el respeto por las entidades espirituales y sus hogares, que resulta esencial para el bienestar de las comunidades, la salud y abundancia de la pesca y la caza.

El plan de manejo territorial establece principios y objetivos comunes, así como leyes ancestrales sobre el uso responsable de la tierra y los ecosistemas de bosque, montaña, sabana y humedales. Incluye más de 100 acuerdos intercomunitarios de acciones colectivas para el uso sostenible del territorio, la distribución ancestral de recursos, el desarrollo comunitario y las iniciativas de medios de vida.

También detalla cientos de áreas de biodiversidad para la protección comunitaria, incluyendo la propuesta de establecer una extensa reserva de 1,4 millones de hectáreas de bosque primario en la parte oriental del territorio.

Dadas las inmensas amenazas que acechan el territorio y el Plan de cuidado definido colectivamente, el pueblo Wapichan ha establecido un sistema de monitoreo que lleva a cabo la comunidad para detectar y documentar estas presiones, así como para evaluar la salud de los ecosistemas y el cambio en el uso de la tierra (Fahran Ferrari *et al.*, 2015).

3.3.7 Conflictos

3.3.7.1 El Conflicto Armado y la Firma del Acuerdo de Paz en Colombia

En 2016, el Gobierno de Colombia firmó un Acuerdo de Paz con las Fuerzas Armadas Revolucionarias de Colombia FARC-EP, que puso fin a más de cincuenta años de conflicto armado con esta ex-guerrilla (Mesa de conversaciones, 2016). Este conflicto, que se desarrolló en gran medida en las zonas rurales de Colombia, sirvió en ciertas zonas como barrera de protección para la biodiversidad (Dávalos, 2001), dado que diversas áreas con altos valores de conservación se encontraban aisladas y despobladas por la guerra (Clerici *et al.*, 2020, Arroyo, 2016).

El período posconflicto o posterior a la firma del Acuerdo de Paz, ha traído consigo un aumento en la deforestación (Clerici *et al.*, 2019, 2020), pero también un aumento del turismo de naturaleza (Ministerio de Comercio, Industria y Turismo de Colombia, 2018) y de la investigación científica (Reardon, 2018), en zonas hasta antes desconocidas para las y los colombianos.

En efecto, diversas publicaciones muestran un aumento de la deforestación (Clerici *et al.*, 2020) y de los incendios forestales de origen antrópico (Armenteras *et al.*, 2019) en la Amazonía colombiana, desde la firma del Acuerdo de Paz. Así, Clerici *et al.*, (2020) compararon las tasas de deforestación en áreas protegidas durante el período inmediatamente anterior a la firma del Acuerdo (2013-2015), con las de la etapa posterior a la firma de este (2016-2018), utilizando información satelital de la base de datos Global Forest Change (Hansen *et al.*, 2013). Los resultados muestran incrementos en todas las áreas protegidas de la Amazonía, con porcentajes de hasta más del 300% en el caso del Parque Nacional Tinigua.

Clerici *et al.*, (2020) evaluaron igualmente el incremento de la deforestación en las zonas de amortiguación, con aumentos de hasta un 500% en el caso del Parque Nacional Cordillera de Los Picachos (Tabla 3.12).

Tabla 3.12 Porcentaje de cambio de la deforestación en áreas protegidas de la Amazonía colombiana luego de la firma del Acuerdo de Paz

Nombre del área protegida (AP)	Tipología	ID	Porcentaje de cambio en el AP*	Porcentaje de cambio en la zona de amortiguación* (10km)
Amacayacu	NNP	2	117.9%	-7.0%
Cahuinarí	NNP	3	254.6%	73%
Cordillera de los Picachos	NNP	7	210.1%	496.4%
La Paya	NNP	11	46.2%	67.7%
Nukak	NNR	20	105.8%	352.9%
Puinawai	NNR	23	89.5%	42.8%
Río Pure	NNP	25	307.1%	100.3%
Serranía de Chiribiquete	NNP	28	5.1%	-48.1%
Sierra de La Macarena	NNP	31	120.4%	177.7%
Tinigua	NNP	37	325.7%	235.1%
Yaigojé Apaporis	NNP	39	23.6%	29.8%

Nota. NNP (sigla en inglés) para Parque Natural Nacional; NRP (sigla en inglés) para Reserva Natural Nacional. *El porcentaje de cambio corresponde al cambio en la deforestación entre el período pos-conflicto (2016-2018) y el período inmediatamente anterior a la firma del Acuerdo (2013-2015).

Fuente: Modificado de Clerici *et al.*, 2020.

De manera general, esta tendencia se puede explicar por una falta de gobernanza en los territorios anteriormente aislados por el conflicto (Clerici *et al.*, 2019), siendo prioritario el restablecimiento de una presencia física y legal del estado alrededor de las áreas con altos valores de conservación (Berry, 2014, Clerici *et al.*, 2020).

Así mismo, el regreso de las poblaciones desplazadas a sus territorios debería ir acompañado de políticas de desarrollo, fiscales y comunitarias que incentiven actividades como el manejo forestal sostenible y el ecoturismo, y que sancionen la expansión de actividades nocivas e improductivas como las pasturas para ganado (Baptiste *et al.*, 2017, Clerici *et al.*, 2020, 2018, Gamba-Trimiño, 2017).

3.3.7.2 Conflictos sobre Posesión de Tierra con Zonas Protegidas, Resguardos y Pueblos Indígenas

Las tierras indígenas son territorios que albergan pueblos nativos aislados y no aislados. Actualmente el 98% de las tierras indígenas de Brasil ocupan un territorio equivalente al 23% de la Ama-

zonía Legal (área que comprende nueve estados amazónicos) según el Instituto Socioambiental (ISA, 2019) y en el otro 27% se encuentran como Áreas Protegidas Federales (Rezende *et al.*, 2017).

Más del 20% de las tierras indígenas sufren por concesiones para la minería y minería ilegal (Vallejos *et al.*, 2020). Cuando la minería tuvo lugar en tierras indígenas, la deforestación en el período 2000-2015 fue por lo menos tres veces mayor en Perú, Bolivia y Ecuador, y entre una y dos veces mayor en Colombia y Venezuela, en comparación con tierras indígenas sin minería (Vallejos *et al.*, 2020).

El nexo entre la degradación medioambiental y los conflictos sobre la propiedad de la tierra es muy común en muchas regiones. En el período 1984-2010 más de 1.000 personas fueron asesinadas en la Amazonía brasileña por conflictos relacionados con la posesión de tierras (Aldrich *et al.*, 2020).

A veces, la propia creación de áreas protegidas puede fomentar conflictos en el campo debido a la ausencia de participación de las poblaciones tradicionales en los procesos decisarios (Rezende *et al.*, 2017). La deforestación puede ser hasta 20 veces mayor en áreas circundantes a los parques en comparación con su interior, y la presencia de incendios forestales puede ser de cuatro (en tierras indígenas) a nueve (en áreas protegidas) veces mayor en áreas linderas a las áreas protegidas cuando son comparados a su interior (Nepstad *et al.*, 2006).

Otros estudios encontraron que los municipios brasileños con mayores tasas de deforestación redujeron esas tasas, en función de la demarcación de áreas protegidas y territorios indígenas (Rezende *et al.*, 2017).

En un estudio más amplio, los territorios indígenas se mostraron eficientes en reducir tanto la deforestación como las emisiones de Gases de Efecto Invernadero en Bolivia, Brasil y Colombia en el período 2001-2013 (Blackman & Veit, 2018).

Las principales amenazas a los pueblos nativos aislados están principalmente relacionadas con las amenazas que inciden sobre su territorio: contacto, presiones sobre los territorios y extracción de recursos naturales, según la Organización de Estados Americanos (OAS, 2013). También les afecta el avance de fronteras agropastoril y de infraestructura, la explotación ilegal de madera, la deforestación, la minería ilegal, la actuación de misioneros proselitistas, el narcotráfico y la falta de interés político (Amorim, 2016), la minería (Vallejos *et al.*, 2020, Villén-Pérez *et al.*, 2022), entre otros.

Se destaca que el principal órgano en Brasil de defensa de las poblaciones indígenas la Fundación Nacional del Indio (FUNAI) viene siendo blanco de desmantelamiento técnico-financiero, con el agravamiento de la falta de gobernanza socioambiental en los últimos años, en función del gobierno de Bolsonaro (Bastos Lima & Da Costa, 2021, Ferrante & Fearnside, 2019, Villén-Pérez *et al.*, 2022).

Estudio de caso 3.12 Contraposición de las áreas protegidas y su gestión versus la conservación y autogestión en resguardos indígenas en Colombia

Autora: Sandra Acebey, con base en: María Paula Lizarazo, 2022 y testimonios de organizaciones afiliadas a la COICA.

Uno de los temas expuestos en las organizaciones indígenas de la Amazonía tiene que ver con la superposición entre áreas protegidas naturales y los territorios de los pueblos indígenas, ya que estas unidades de conservación que responden a una planificación nacional afectan la gestión y autonomía de los territorios indígenas.

Si bien proyectos e iniciativas de desarrollo tratan de ser compatibles con la planificación integral dentro los planes de vida u otros instrumentos territoriales indígenas, en la mayor parte de los casos, las iniciativas promovidas y sus expectativas pueden ser muy diferentes, llegando incluso a ser incompatibles, en particular cuando las políticas estatales abren la posibilidad a proyectos de infraestructura y/o desarrollo.

Un ejemplo de ello ocurre en la Amazonía colombiana, donde 14 pueblos lograron constituirse en el Resguardo Indígena la Victoria (ubicado entre los departamentos de Caquetá, Vaupés y Amazonas) en medio del Parque Nacional Natural Chiribiquete y el Parque Yaigojé Apaporis. Dicho resguardo se conecta con un área de 4 millones de hectáreas, y en él habitan 124 personas de los pueblos indígenas Kawayári, Barasano, Tatuyo, Taiwano/Eduria, Tuyuca, Tucano, Cubeo, Desano, Siriano, Yurutí, Carapana, Piratapuyo, Wanano y Bara.

A nivel regional, es muy significativo en términos de conservación integral del territorio ya que permite la configuración de un corredor completo de conservación desde la frontera con Brasil hasta la zona del Área de Manejo Especial de la Macarena, la Amazonía y Los Andes (Lizarazo, 2022).

El resguardo tiene además varios valores de conservación de especies y busca como parte de sus prioridades, salvaguardar su cultura y sus bosques. Sin embargo, en este territorio han surgido amenazas crecientes ligadas a la deforestación y a los cultivos de hoja de coca, sumado al hecho de que se halla en una zona roja de operación del frente primero de las disidencias de las FARC, a lo cual se agrega que las comunidades han estado sometidas por años a la violencia durante el conflicto armado.

El caso del resguardo indígena la Victoria es apenas una muestra de muchos otros resguardos con similares o peores conflictos en la Amazonía. Los Estados deben empezar a proponer proyectos e iniciativas que surjan desde las necesidades comunales, que sean sostenibles y que permitan su autodeterminación y el desarrollo pleno de las comunidades indígenas que coexisten en espacios protegidos en la Amazonía.

3.3.8 Epidemias

Según Jones *et al.*, (2008) casi dos tercios de las enfermedades infecciosas emergentes son zoonóticas, es decir, que han pasado de animales a humanos y tres cuartas partes de ellas se originan en la fauna silvestre. Normalmente, la vigilancia y control de las enfermedades es reactiva, es decir, se actúa cuando los patógenos ya han aparecido como brotes en seres humanos.

Taylor *et al.*, (2001) comprobaron que las enfermedades zoonóticas tenían más probabilidades de ser transmitidas por vectores (por mordedura o transferencia mecánica de artrópodos) o por transmisión oral (a través de los alimentos o de un reservorio ambiental).

En un contexto amazónico, enfermedades tropicales emergentes como, por ejemplo, el mal de chagas, la malaria, la leishmaniasis, el chapare virus y el machupo virus, pueden incrementarse frente a un mayor cambio en el uso del suelo por actividades no planificadas que reemplazan al bosque como monocultivos, ganadería, urbanismo, minería, entre otros.

El riesgo de nuevas enfermedades infecciosas emergentes y reemergentes o su aparición en regiones donde tradicionalmente no se presentaban, se incrementa por impulsores como el cambio de uso del suelo (incluyendo la deforestación), la destrucción y fragmentación de hábitats, al incrementarse el encuentro o contacto entre los seres humanos, la fauna silvestre y doméstica y el ganado, especialmente en las zonas de expansión humana (frontera rural).

En un contexto amazónico, enfermedades tropicales emergentes como, por ejemplo, el mal de chagas, la malaria, la leishmaniasis, el chapare virus y el machupo virus, pueden incrementarse frente a un mayor cambio en el uso del suelo por actividades no planificadas que reemplazan al bosque como monocultivos, ganadería, urbanismo, minería, entre otros.

Un segundo grupo de impulsores de enfermedades infecciosas emergentes es el cambio de los patrones climáticos porque en ecosistemas terrestres modifica el área de distribución geográfica de los vectores, aumenta las tasas de reproducción y de picadura, y acorta el período de incubación (Vezzulli *et al.*, 2013), mientras que, en ecosistemas acuáticos, podría haber una mayor incidencia de enfermedades infecciosas transmitidas por los alimentos y por el agua.

3.4 Posibles Escenarios para la Amazonía

El futuro de los bosques tropicales y su influencia sobre el clima son sin duda el foco de escenarios desarrollados para la Amazonía (Klatt *et al.*, 2018). Los modelos de circulación mundial predicen un aumento en la frecuencia de sequías en la Amazonía sudamericana (Cox *et al.*, 2004). Sin embargo, pocos datos experimentales simulan la respuesta amazónica al cambio climático (Davidson *et al.*, 2012).

Butt *et al.*, (2021) realizaron estimaciones de los impactos causados por el aumento de la deforestación en el recuento de incendios, las emisiones contaminantes y la calidad del aire en relación con la salud pública, para ello consideraron escenarios de deforestación alta y baja para el rango de las dos últimas dos décadas.

Entre sus principales resultados se destacan:

- Si la deforestación se hubiera reducido al mínimo experimentado durante 2003–2019, las concentraciones en 2019 se habrían reducido hasta en un 50%, mientras que, por debajo del máximo, se habrían incrementado hasta en un 130%.
- El incremento de la deforestación entre 2014 y 2019 aumentó la carga de morbilidad en un 56 % en 2019, si la deforestación hubiera aumentado al máximo experimentado durante 2003–2019, la carga total evitable de morbilidad habría aumentado casi un 5% más.
- En el escenario de baja deforestación, los estados con considerable deforestación e incendios experimentaron una mayor reducción en la carga de enfermedades per cápita y mayores aumentos en la carga de enfermedades en las altas tasas de deforestación (Figura 3.16).

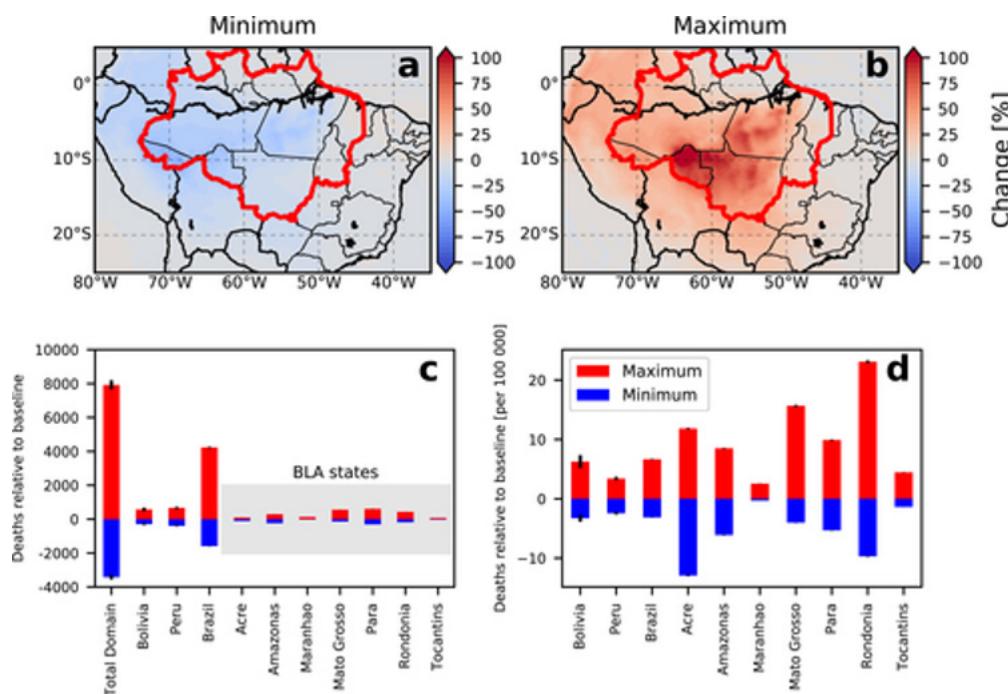


Figura 3.16 Impactos de la deforestación en la calidad del aire y la salud pública

Nota. Cambio porcentual en las concentraciones medias de PM2.5 en la superficie de la estación seca en 2019 bajo (a) escenario de deforestación mínima y (b) máxima en relación con la línea de base. Carga de salud bajo escenarios de deforestación máxima (rojo) y mínimo (azul) en relación con la línea de base que muestra (c) el total de muertes prematuros y (d) la tasa de mortalidad por cada 100.000 personas. La carga total del dominio en (c) son las muertes sumadas al dominio de modelado, mientras que el cuadro gris resalta los estados de la Amazonía Legal Brasileña analizados.

Fuente: Extraído de Butt *et al.*, 2019.

Las estimaciones que utilizan escenarios de prevención completa de incendios no son realistas, es decir, que no todos los incendios son causados por humanos y no sería posible prevenir todos los incendios. Con los escenarios de Butt *et al.*, 2019, se confirmó que la tasa de deforestación tiene un fuerte control sobre la incidencia de incendios, al aumentar las tasas de deforestación (entre 2014 y 2019) también ocurrió un mayor número de incendios, degradando la calidad del aire con impactos sustanciales en la salud pública. Los esfuerzos para reducir los incendios deben centrarse en reducir la tasa de deforestación, además del manejo y extinción de incendios.

Malhi *et al.*, (2014), en un estudio realizado sobre los bosques tropicales en el Antropoceno, efectuaron un análisis sobre el aumento del dióxido de carbono atmosférico identificado como un agente directo del cambio del Antropoceno, debido a su incremento de 280 partes por millón (ppm) en el periodo preindustrial a ~400 ppm en 2014 y se espera que aumente a 600–1000 ppm para 2100, en los escenarios de emisiones más probables. (Nota: el símbolo “~” indica aproximación o estimación y la medida ppm, permite cuantificar la concentración del dióxido en partes por millón).

En modelos globales asumen que la productividad tropical aumenta en un mundo con alto contenido de CO₂ (Huntingford *et al.*, 2013), en especial en los bosques tropicales los cuales habrían aumentado su productividad en un 18 % con respecto a los valores preindustriales y en un escenario proyectado de 800 ppm de CO₂ atmosférico para el año 2100, podría incrementarse hasta en un 60 % adicional (Malhi, 2012).

Huntingford *et al.*, (2013) indican que el CO₂ atmosférico alto podría compensar otros factores del cambio climático mejorando así la resiliencia del bioma tropical. En contraposición, Anadón *et al.*, (2014), mencionan que el cambio climático producirá cambios en la transición sabana-bosque en la Amazonía oriental, llevando a estos ecosistemas hacia estados insostenibles a causa de los cambios climáticos, limitando su capacidad de mitigación de emisiones de otros sectores en las próximas décadas (Aguiar *et al.*, 2016).

Malhi *et al.*, (2014) mencionan que una incertidumbre al respecto tiene que ver con los aspectos limitantes como el fósforo (aspecto aún no incorporado en estos modelos) y que podría determinar la utilización del CO₂. Lo cierto es que un porcentaje mayor a un 50% de las precipitaciones en la Amazonía occidental y África tropical occidental son originados gracias a la cantidad de agua que regresa a la atmósfera a través de la transpiración de los árboles de mayor porte, por lo cual los cambios de cobertura pueden afectar las precipitaciones a nivel global (Malhi *et al.*, 2014).

Adicionalmente, dichos cambios podrían incrementar la cantidad de polvo, humo y el contenido de aerosoles en la atmósfera, disminuyendo el tamaño de las gotas en las nubes, incluso afectarían la duración de las nubes, la intensidad y la frecuencia de las precipitaciones.

Singh y Zhu (2021) demostraron que la disminución de las precipitaciones y el aumento de las temperaturas tienen un fuerte impacto en la dinámica de los incendios (tamaño, duración, expansión y velocidad) el cual es mayor durante los años de El Niño.

Escenarios mecanísticos, es decir, que predicen comportamientos a partir de hipótesis, y datos históricos también se desarrollan en torno al análisis de impactos potenciales de proyectos de infraestructura. Un ejemplo de ello son las seis nuevas represas andinas cuyo efecto se extendería hacia las zonas de llanuras aluviales en la Amazonía como: la Represa Pongo de Manseriche en el río Marañón; Represa Pongo de Aguirre en el río Huallaga; Represa TAM 40 en el río Ucayali; Agosto del Bala Presa en el río Beni; Presa Inambari en el río Inambari y Presa Rosita en el río Grande.

Forsberg *et al.*, (2017) estiman que la puesta en marcha de estos proyectos provocará la homogeneización ecológica de estos sistemas, cambios en los pulsos de inundación aguas debajo de las represas, así como la retención de nutrientes (nitrógeno y fósforo), limitando la productividad primaria en las redes tróficas de los ecosistemas acuáticos, la geomorfología de canales, la fertilidad, las elevaciones del lecho e implican la pérdida de hábitats ribereños y de su vegetación.

Además, la reducción del 64% de los sedimentos, el 51% de fósforo y el 23% en nitrógeno. Todo esto con efectos profundos en la flora, la fauna y sus patrones de movimiento y migración, en los medios de vida de las poblaciones locales, en las pesquerías y sus dinámicas ecológicas, que implican aproximadamente una reducción del 88% en el rendimiento anual, lo cual puede afectar y amenazar la seguridad y soberanía alimentaria de las comunidades fuertemente asociadas a este recurso.

En relación a modelaciones futuras de la deforestación, Santos *et al.*, (2022), a través de la Plataforma Dinámica EGO (versión 5.0.0), encontraron que de continuar los actuales patrones de deforestación, éstos se concentrarán en los alrededores de las vías terrestres, aunque la mayoría de las ciudades y poblados amazónicos se encuentran a la orilla de los ríos y gran parte de los patrones de deforestación ocurren en cercanías de las fuentes de agua por ser el principal medio de transporte y comunicación.

Si bien algunas zonas como el área metropolitana de Manaos (MMR), a partir de los años 60 y 70 empezaron a comunicarse a través de vías terrestres. Para el año 2100, en la región MMR las áreas deforestadas se incrementarán en más del 100% y algunas de las municipalidades presentes en la región podrían expandirse más de un 500%.

3.5 Posibles Pérdidas de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos

3.5.1 Pérdidas en Biodiversidad

3.5.1.1 Desaparición de Reservas de Carbono, Superficies Deforestadas

Si bien el tema de la deforestación se trató en anteriores secciones es importante agregar que, entre 1985 y 2020, en la Amazonía se perdieron 75 millones de ha de la cobertura vegetal natural (área equivalente al territorio de Chile) (Proyecto Mapbiomas Amazonía, 2021), lo cual sumado al ritmo alarmante de avance de la deforestación, junto con los impactos del cambio climático y de la degradación ambiental, agravan la pérdida del patrimonio natural y cultural, generando que las reservas de capital natural (definido por el Convenio sobre la Diversidad Biológica como las existencias mundiales de activos naturales que incluyen geología, suelo, aire, agua y todos los seres vivos) y salud ecosistémica en el presente y futuro sean fuertemente deterioradas.

En otras secciones se abordaron las pérdidas y los efectos que ello conlleva, pero no podemos dejar de mencionar las pérdidas de “Carbono irrecuperable”, referido a las grandes reservas de carbono en la naturaleza que son vulnerables a la liberación de la actividad humana y, si se pierde, no podría ser restaurado en 2050 (Mediodía *et al.*, 2022).

La Amazonía con 31,5 Gt, (gigatoneladas equivalentes a un billón de toneladas) es una de las reservas irrecuperables de carbono más grandes y de mayor densidad (bosques tropicales y turberas). Mediodía *et al.*, 2022 señalaron que “las estrategias efectivas para reducir la posibilidad de un cambio climático catastrófico necesitan ubicar las grandes reservas de carbono irrecuperables que están en riesgo debido a la acción antropogénica y priorizar su protección y gestión sostenible, junto con los esfuerzos para eliminar las emisiones de combustibles fósiles y restaurar los ecosistemas degradados”.

3.5.1.2 Pérdida de Especies

La región Amazónica ocupa una gran extensión territorial, lo cual ha causado que el conocimiento y comprensión de las relaciones ecológicas y ambientales a diferentes escalas (macro, meso o microescala) sean aún parciales. Esto significa que hay mucho por descubrir y estudiar en la Amazonía, en particular los componentes de los diversos ecosistemas amazónicos.

Hasta la fecha no se tiene un aproximado de la biodiversidad existente dentro de esta región (Ver Capítulo 2), ya que las interacciones entre las especies, los procesos geológicos, climáticos y ecológicos son complejos y aún desconocidos.

A medida que se indaga en la distribución y patrones de diversidad de los ecosistemas, su ensamblaje y los efectos de factores como la topografía local (Berdugo, 2022, Ter Steege *et al.*, 2013), se revelan microhábitats que podrían albergar poblaciones de otros organismos que aún son desconocidos (Finer, 2008, Malhi *et al.*, 2008).

En este sentido, la deforestación, el cambio del uso del suelo hacia actividades como la minería, la extracción de petróleo, y la agricultura promoverán la desaparición de estos hábitats poniendo en peligro la biodiversidad existente (Lessmann, 2016, Finer, 2008).

La pérdida de hábitat y la degradación de los ecosistemas son las principales causas de la crisis de pérdida de especies particularmente en los bosques tropicales (Arce-Peña, 2022). Malhi *et al.*, (2014), hacen hincapié en que las trayectorias futuras son difíciles de predecir.

Esto porque los impulsores del cambio afectan a las especies de muchas maneras diferentes, incluso en la Amazonía, la complejidad de las interacciones, el contexto de cada región y de cada país hacen que las predicciones sobre cambios y trayectorias conjuntas sean poco precisas, por lo cual, la comprensión a grandes escalas espaciales y en diferentes grupos bióticos sigue siendo débil (Solar *et al.*, 2015).

Malhi *et al.*, (2014) sugieren, por ejemplo, que se deben centrar los esfuerzos de investigación y conservación en hacer que los sistemas forestales sean resilientes a cambios desconocidos y que se debería preservar no sólo especies sino también las interacciones entre especies y su funcionalidad.

Gillespie (2021), en un análisis de los rangos de casi 15.000 especies de plantas y vertebrados hace ver cómo las políticas, sequías e incendios se combinan para afectar la biodiversidad en la cuenca del Amazonas. También revela que entre 2011 y 2019, la mayoría de las especies han sido afectadas por los incendios debido a la reducción del hábitat y que para el 2050 se prevé que se perdería hasta el 40% de la superficie forestal (selva amazónica), reduciendo el número de individuos del 85% de las especies amenazadas que habitan en torno a sus ecosistemas por la pérdida sustancial de sus hábitats.

Por cada 10.000 Km² de bosque que se queme, se verán afectadas entre 27 y 37 especies vegetales más, y de dos (2) a tres (3) especies de vertebrados adicionales, que tienen más del 10% de su área de distribución en el Amazonas, teniendo en cuenta que los mayores impactos de la deforestación y los incendios se dan en las especies que tienen áreas de distribución restringidas (Feng *et al.*, 2021).

Solar *et al.*, (2015) realizaron un estudio con múltiples taxones de 335 sitios y 36 paisajes heterogéneos en la Amazonía brasileña, a fin de examinar los efectos acumulativos de las perturbaciones locales y la homogeneización biótica, un proceso en el que bien sean los ecosistemas o

las comunidades biológicas se vuelven más parecidas entre sí, en términos de su composición y estructura, un fenómeno preocupante porque se puede reducir la diversidad de especies y los ecosistemas reducir sus capacidades ambientales. Demostraron que áreas de bosque intacto y en recuperación (de efectos como la deforestación, los incendios, la ganadería y la agricultura) proporcionan el último refugio para muchas especies incapaces de resistir el impacto de dichas presiones. Es necesario mantener y proteger una amplia red de áreas forestales (incluyendo las de propiedad privada) y que, sin un enfoque a escala de paisaje, se puede esperar que muchas especies se extingan regionalmente.

3.5.2 Pérdidas en Servicios Ecosistémicos y de Contribuciones de la Naturaleza para las Personas

Uno de los mensajes resultantes del Panel Científico por la Amazonía tiene que ver con la capacidad de la cuenca Amazónica para suministrar bienes y servicios esenciales para la humanidad, ello por una disminución en su productividad y su capacidad de resiliencia a las perturbaciones ocasionadas por amenazas siendo la deforestación, la principal (Pörtner *et al.*, 2021), también, la fragmentación del hábitat, la sobreexplotación, la contaminación y el cambio climático (Nobre *et al.*, 2021).

Los efectos locales pueden ser acumulados y resultar en cambios de mayor escala dados, por ejemplo, a nivel de conservación/aumento de almacenamiento de carbono, emisiones de masas de agua naturales que son críticas en el ciclo del agua a nivel continental, suministros de productos forestales (alimentos, medicina, etc.), protección de especies, servicios ecosistémicos y de comunidades indígenas (cultura, suministros) (Pörtner *et al.*, 2021).

Nobre *et al.*, 2021, resaltan que los bosques y los ecosistemas acuáticos son la base para los servicios ecosistémicos, debido al papel crucial que desempeñan en los medios de vida, el bienestar humano y la salud.

Así mismo, los servicios de los ecosistemas amazónicos y la absorción de carbono están siendo afectados por el cambio climático debido al aumento de temperatura, cambios en las precipitaciones y los extremos climáticos) (Nobre *et al.*, 2021).

Strand *et al.*, 2018, realizaron una valoración explícita sobre el valor monetario de los servicios ecosistémicos en la Amazonía brasileña, considerando: producción de alimentos (nueces de Brasil), provisión de materias primas como caucho y madera, secuestro de carbono y regulación del clima regional y global. Según las estimaciones, la Amazonía estaría aportando 8.200 millones de dólares por año a la economía en Brasil. Pérdidas por deforestación de tan solo una hectárea pueden conllevar una pérdida de \$40 en la producción de castaña y \$200 en la producción de madera en forma sostenible, en contraposición a la generación de hasta \$737 por ha/año.

IPBES (Brondízio *et al.*, 2019), incluyen a los servicios ecosistémicos como uno de sus descriptores en el nuevo marco de Contribuciones de la Naturaleza a las Personas (NCP, sigla en inglés). Dichas contribuciones pueden ser beneficiosas (suministro de alimentos, purificación de agua, inspiración, etc.) o perjudiciales (transmisión de enfermedades, depredación a cultivos, etc.).

En este marco, la naturaleza es como una reserva de capital natural (de bienes y servicios) que fluye hacia los seres humanos de manera unidireccional.

Las Contribuciones de la Naturaleza para las Personas han sido organizadas por la IPBES (Brondízio *et al.*, 2019) en 18 categorías que incluyen los siguientes valores:

- **Regulación** (creación y mantenimiento de hábitats; polinización y dispersión de semillas y otros propágulos; regulación de la calidad del aire; regulación del clima; regulación de la acidificación oceánica; regulación de la cantidad de agua dulce, de su ubicación y de su temporada; regulación de la calidad del agua dulce y de las aguas costeras; formación, protección y descontaminación de suelos y sedimentos; regulación de riesgos y acontecimientos extremos y regulación de organismos perjudiciales y procesos biológicos).
- **Materiales** (energía; alimentación: materiales, compañerismo y trabajo; y recursos medicinales, bioquímicos y genéticos).
- **Inmateriales** (aprendizaje e inspiración; experiencias físicas y psicológicas; y en identidades de apoyo, es decir, cómo la naturaleza influye en nuestra identidad y sentido de pertenencia).

Pörtner *et al.*, (2021), reconocen algunos de estos valores de la naturaleza para las personas en la Amazonía: por sus lugares sagrados, la fuerte dependencia de las etnias indígenas de los recursos forestales y pesqueros para su subsistencia y la importancia tradicional de los pueblos indígenas para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en la Cuenca/ Región Amazónica.

3.5.3 Interacción entre Impulsores Directos

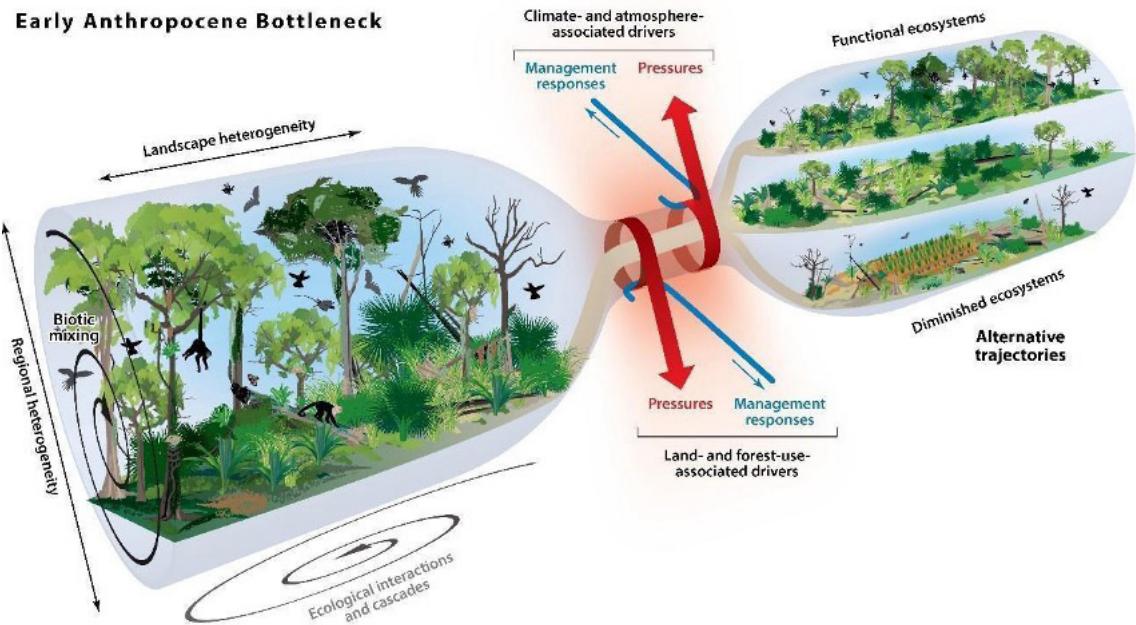
En el Antropoceno (propuesto como una nueva era geológica donde domina el accionar humano sobre el planeta) los efectos ocasionados por la combinación de diferentes impulsores dan como resultado respuestas ambientales de los bosques tropicales.

Malhi *et al.*, (2014) los resumen en cinco puntos clave:

1. Los impulsores del cambio ambiental se manifiestan de manera muy diferente en diferentes partes de los trópicos, donde, la historia biogeográfica es determinante. Por ejemplo, en el caso de la Amazonía esto tiene implicancias relacionadas a una menor extracción de leña y biomasa animal por parte de su menor densidad poblacional (que tiene que ver con los hechos históricos como la colonización), sumado a que culturalmente algunas culturas tradicionales otorgan mayor valor al bosque y sus recursos.

2. Los impulsores del cambio ambiental rara vez, si es que alguna vez lo hacen, operan de forma aislada, por ejemplo, un bosque talado con frecuencia también desarrollará cacería, fragmentación, vulnerabilidad a los incendios, cambio de paisaje, así como cambios culturales afectando a los vivientes nativos y sus formas de vida.
3. Las diferencias regionales en las condiciones históricas de los bosques pueden influir fuertemente en la resiliencia biótica (de los organismos vivos) a la perturbación forestal, el uso de la tierra y el cambio climático. Este hecho tiene que ver con la tolerancia actual a las variaciones climáticas y de la tierra inducidas por el hombre en las áreas que han estado sujetas a altos niveles de variabilidad climática en el pasado, sin embargo, también se relaciona con el hecho de que una mayor riqueza de especies (como es el caso de la Amazonía), puede sufrir mayores impactos en la biodiversidad.
4. Los impulsores del cambio ambiental y las respuestas a dicho cambio a menudo pueden tener efectos distantes y de mayor escala. Modificar un área de bosque tropical puede tener efectos en cascada sobre los procesos biofísicos y la biodiversidad en otra. Por ejemplo, la tala extensa de bosques y sabanas alrededor del este de la Amazonía pueden afectar los patrones de lluvia en toda la Amazonía, y la retroalimentación de la vegetación y la atmósfera podría disminuir la lluvia en algunas regiones más allá de un punto de inflexión a un estado permanentemente más seco o sabanización (Flores, 2021). Así mismo, indican que los modelos muestran que la Cuenca/Región Amazónica puede cruzar un punto de inflexión si la deforestación supera el 40% de la superficie forestal original.
5. Las consecuencias ecológicas completas del cambio y la perturbación ambiental nunca son inmediatas, en cambio, se desarrollan a través de efectos en cascada en las interacciones de las especies que pueden durar no solo siglos, sino milenios.

Como resultado de las implicancias de las observaciones anteriormente mencionadas Malhi et al., (2014), expresaron de manera gráfica (ver Figuras 3.17 y 3.18) que el futuro de los bosques tropicales estaría determinado por el tamaño del cuello de botella que experimenten. La severidad y duración de este cuello de botella, influenciado por el estado actual, la heterogeneidad de los bosques tropicales, las presiones en curso y las respuestas de manejo, sentarán las bases de cuán viables y efectivas serán las futuras acciones de manejo para restaurar y conservar la biota nativa y las interacciones ecológicas, por lo tanto, incidirá en las trayectorias probables del cambio ambiental en los bosques tropicales de todo el mundo.



AR Malhi Y, et al. 2014.
Annu. Rev. Environ. Resour. 39:125–59

Figura 3.17 El cuello de botella del Antropoceno temprano y el futuro de los bosques tropicales

Nota. Descripción de la Figura 3.17. Presiones (cinturones rojos) incluyen impulsores asociados al uso de la tierra y los bosques que interactúan (incluidos el desmonte y la fragmentación de los bosques, la sobreexplotación de los recursos naturales y los incendios), exacerbados por los efectos de la mezcla biótica y las interacciones de especies en cascada, y junto con la atmósfera y el clima asociados. Impulsores (incluidos el aumento de las temperaturas, las concentraciones de CO₂ y los cambios en los patrones de precipitación). Estos se compensan con intervenciones de gestión (ganchos azules) que actúan para evitar y mitigar las presiones en curso (p. ej., mediante la reducción de la deforestación, la gestión forestal responsable, la mitigación del cambio climático global) y para rehabilitar las áreas degradadas (p. ej., mediante la restauración y las plantaciones de enriquecimiento, la conectividad del paisaje, la erradicación de especies invasoras) para maximizar el impacto biológico y la diversidad funcional, y por lo tanto la resiliencia ecológica a largo plazo, de los paisajes modificados por el hombre.

Fuente: Extraído de Malhi, 2014. <http://www.intactforests.org>

Nuestra capacidad para mantener la resiliencia y la diversidad de los bosques tropicales en todo el mundo depende en gran medida de nuestra capacidad para fomentar múltiples transiciones en la forma en que se explotan, gestionan y restauran estos bosques, evitando así cuellos de botella graves, dando la vuelta a ciclos de retroalimentación positiva de cambios ambientales, degradación, y facilitando la recuperación de elementos ya agotados. (Fuente: extraído de Malhi, 2014).

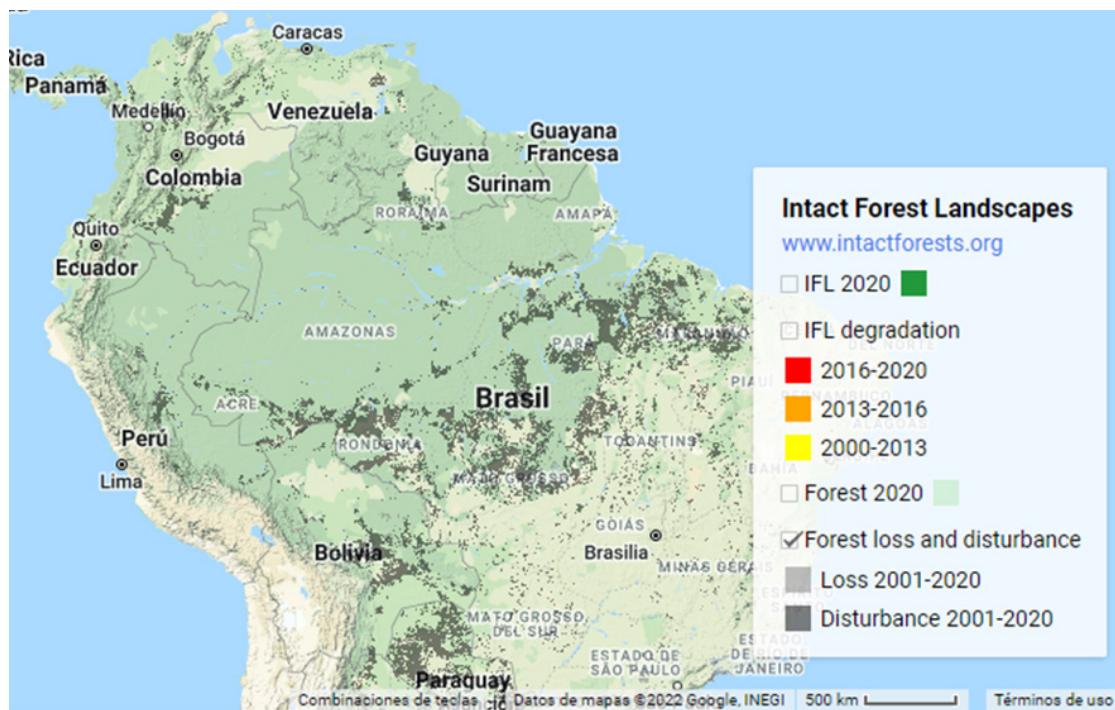


Figura 3.18 Pérdida de bosques y perturbaciones en Paisajes de Bosques intactos

Fuente: <http://www.intactforests.org>

3.5.4 Ecosistemas de Agua Dulce y Humedales como ejemplos de Interacciones

En la región Amazónica, todos los países forman parte de la Convención Ramsar relativa a los Humedales de Importancia Internacional, excepto Guyana (Figura 3.19).

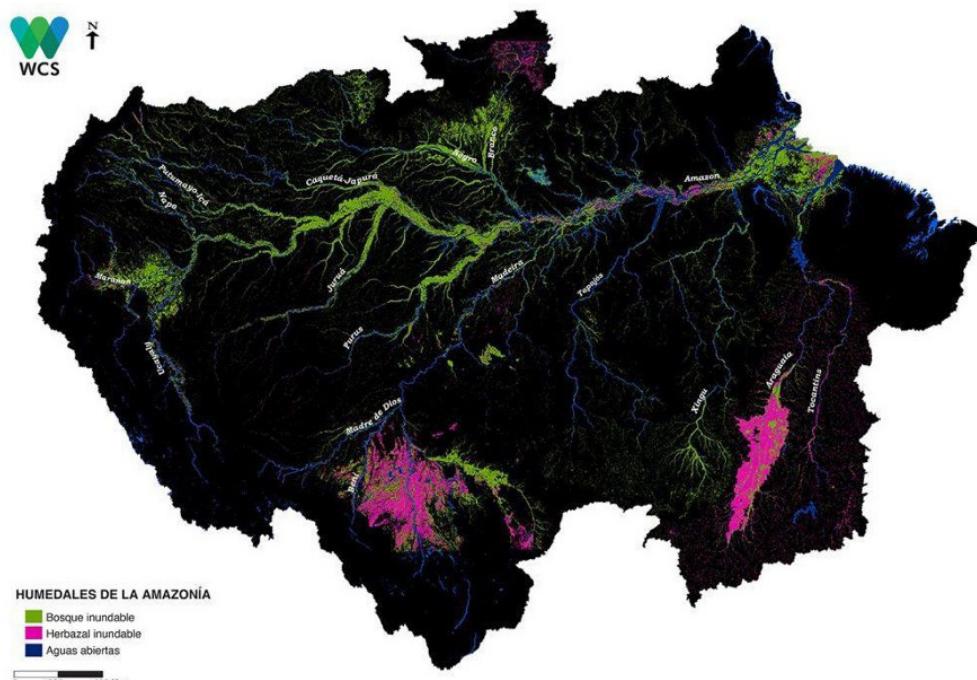


Figura 3.19 Humedales de la Amazonía

Fuente: WCS, 2022. Disponible en: <https://aguasamazonicas.org/humedales>

Según la página oficial del Servicio de Información sobre sitios RAMSAR, 2022:

- Ecuador posee 19 sitios RAMSAR (ratificación del 07/01/1991).
- Perú posee 14 sitios RAMSAR (ratificación del 30/03/1992).
- Brasil posee 27 sitios RAMSAR (Ratificación del 24/09/1993).
- Bolivia posee 11 sitios RAMSAR (ratificación del 27/10/1990).
- Colombia posee 9 sitios RAMSAR (ratificación del 18/10/1998).
- Venezuela cuenta con 5 sitios RAMSAR (ratificación del 23/11/1988) y
- Suriname posee un sitio RAMSAR (ratificación del 22/11/1985).

El área reconocida como humedales en el Amazonas puede llegar hasta 800.000 Km², es decir el 14% de la cuenca, constituyéndose en uno de los humedales más extensos y diversos en el mundo.

Su alta biodiversidad está ligada a extensos bosques inundados donde la vida acuática y arbórea se reúne durante largas inundaciones anuales (WCS, 2022). Alrededor del 60% de la población rural vive en áreas de várzeas o zonas inundables y todas las grandes ciudades están dentro o en la frontera de los ambientes inundados. Los humedales son claves para la producción de recursos, como madera, pesca, parte de la ganadería, frutas y hortalizas consumidas en estas zonas. Además, los humedales brindan otros beneficios como la retención de nutrientes importantes en la formación de nuevos suelos, control de la erosión y el secuestro de carbono (Bustamante *et al.*, 2018).

“Las funciones ecológicas y ambientales de los humedales representan numerosos beneficios para la sociedad, pero en muchos casos, existe un mal uso en estas áreas que genera degradación y pérdida del ecosistema” (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013, Ruiz, 2014).

El daño ocasionado a éste desencadena una serie de problemas que afectan y afectarán de manera considerable todo el ecosistema vivo. “Las comunidades ícticas son un componente importante de estos ecosistemas, pues gran parte del flujo energético proveniente de la producción primaria pasa a través de los peces hacia depredadores de orden superior” (Lacambra & Pinilla, 2004).

La OTCA (2018), incluyó la conservación y uso sostenible de los recursos hídricos en las cabezas y partes bajas de la Cuenca Amazónica, con predominancia de los ecosistemas de páramos y humedales Amazónicos, dentro del Programa de Acciones Estratégicas, en el marco del Fortalecimiento de la Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), con el fin de afrontar los problemas de la deforestación a nivel transfronterizo y regional.

3.6 Oportunidades de la Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos

3.6.1 Soluciones basadas en la naturaleza (SbN) para la adaptación al Cambio Climático

La Comisión Europea define las Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN) como “Soluciones inspiradas y respaldadas por la naturaleza, que son rentables, proporcionan simultáneamente beneficios ambientales, sociales y económicos, además de ayudar a crear resiliencia. Dichas soluciones aportan más naturaleza, así como características y procesos naturales, y con mayor diversidad, a las ciudades y paisajes terrestres y marinos, mediante intervenciones localmente adaptadas, eficientes en el uso de recursos y sistémicas”. La Comisión enfatiza que “las soluciones basadas en la naturaleza deben beneficiar la diversidad y apoyar la prestación de una serie de servicios ecosistémicos”. (Comisión Europea, 2015. <https://cordis.europa.eu/article/id/421771-nbs-benefits-and-opportunities-wild-et-al-2020/es>)

Las Soluciones Basadas en la Naturaleza (SbN) son “Acciones dirigidas a proteger, gestionar y restaurar de manera sostenible ecosistemas naturales o modificados, que hacen frente a retos de la sociedad de forma efectiva y adaptable, proporcionando simultáneamente bienestar humano y beneficios de la biodiversidad” (Resolución de la IUCN WCC-2016-Res-069).

En este sentido el manejo adecuado del territorio, los recursos y servicios ecosistémicos son “SbN”. Las soluciones basadas en la naturaleza tienen como objetivo reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, promover ecosistemas saludables y reducir la probabilidad de inundaciones, erosión del suelo, sequías y otros extremos de la crisis climática (Wood, 2022).

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, sigla en inglés) también incluye puntos de entrada, es decir, etapas o lugares en las que se integran las SbN, en su abordaje de:

- La seguridad alimentaria a través de la protección y manejo de especies y los recursos genéticos silvestres (especialmente peces).
- El suministro de agua de riego.
- La restauración, conservación y manejo de ecosistemas para prestar servicios; también las incluye como un elemento clave en la recuperación post pandemia (Meza y Rodríguez, 2022).

Algunos proyectos y programas en el marco de SbN se muestran en la Tabla 3.13 y en la Figura 3.20.

Tabla 3.13 Proyectos en la Amazonía con enfoque de SbN

Proyecto o Programa	Ejecución	Donantes	Objetivo	Países de intervención
Escalando Medidas de Adaptación basada en Ecosistemas (AbE) en áreas rurales de América Latina	Vigente: Nov. 2020 a Oct.2025	Ministerio Federal Alemán de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear (BMU) a través de su Iniciativa Climática Internacional (IKI)	Aumentar la capacidad de resiliencia ante el Cambio Climático (CC) de las comunidades y los ecosistemas vulnerables en las zonas rurales	Ecuador (además de costa Rica y Guatemala)
	Vigente: Dic. 2016 a Mar. 2023	European Commission, EuropeAid Cooperation Office	Contener la deforestación y degradación de los bosques amazónicos, la pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos, incluyendo cuestiones relacionadas con el clima, empoderando a un conjunto de organizaciones indígenas y campesinas para actuar y responder de manera organizada para enfrentar las amenazas sobre sus bosques.	Brasil, Colombia, Perú, Guyana, Suriname
Amazonía 2.0	Hasta 2021	IUCN y otros	Apoyo a la implementación de la Visión basada en el ecosistema amazónico y su Plan de acción en las áreas protegidas.	Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Perú
Proyecto Integración de Áreas Protegidas Amazónicas (IAPA). REDPAR-QUES	2017-2022	Renova Foundation	Proporcionar a la Fundación Renova asesoramiento independiente y objetivo sobre la recuperación de la cuenca del río Doce tras el fallo de la presa de Fundão el 5 de noviembre de 2015.	Brasil
Panel del Río Doce es un Panel Asesor Científico y Técnico Independiente (ISTAP)	Ago.2019 a Jul.2023	Gordon and Betty Moore Foundation	Ayudar a asegurar el compromiso a largo plazo con la efectividad de la gestión de las áreas protegidas y conservadas en la cuenca del Amazonas. Esto se logrará a través de la Iniciativa Andino-Amazónica (AAI), un marco habilitador con un nuevo estándar de sostenibilidad que movilizará capacidades y consolidarán compromisos para verificar el éxito de la conservación, a lo largo del tiempo.	Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador y Perú

Fuente: basado en: <https://www.iucn.org/es/our-work/region/south-america>; https://www.giz.de/en/downloads/giz2021_es_abe-scaling-up-ecosystem-based-adaptation.pdf; https://www.iucn.org/sites/default/files/content/documents/nuevo_formato_iapa_final.pdf

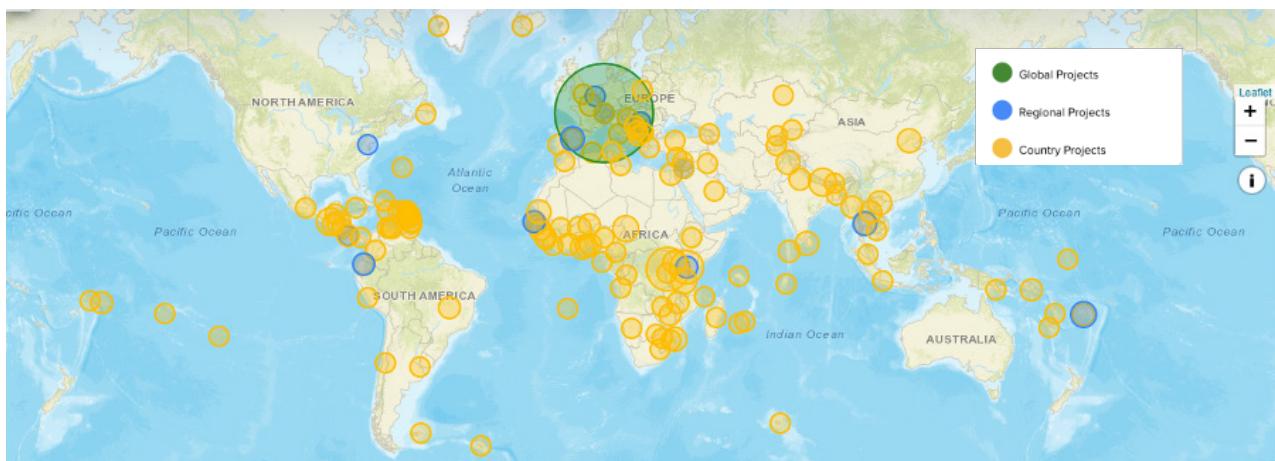


Figura 3.20 Mapa de proyectos de la IUCN a nivel global sobre SbN, 2022

Fuente: <https://open.iucn.org/projects>

A pesar de la importancia global de la Cuenca/Región Amazónica, el financiamiento para implementar proyectos regionales es todavía insuficiente. En el catálogo de proyectos/programas de la IUCN, en la actualidad solamente se encuentra vigente un proyecto en la Amazonía, como se observa en la Figura 3.20. En cuanto a estudios con datos rigurosos, se da la misma situación.

En una compilación de 40 estudios de casos a nivel global que forman parte de la publicación “Valoración de los beneficios, costos e impactos de medidas de adaptación basadas en ecosistemas: un libro guía de métodos para la toma de decisiones” (GIZ, 2017), se encontró solo un caso localizado en la Amazonía. Este se refiere a un estudio de “Medición de cambios en conocimientos, actitudes y prácticas relacionados con el cambio climático en Guyana” liderado por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), en el marco de la Alianza Japón-Caribe contra el Cambio Climático. En ese documento, se identificó que casi el 90% de las personas encuestadas habían vivido desastres naturales relacionados con el cambio climático, y cerca de un 75% habían sufrido algún tipo de daño o pérdida en consecuencia, con que habrían emprendido alguna forma de acción de adaptación para hacer frente a los efectos del cambio climático, incluidas medidas basadas en ecosistemas.

3.6.2 Bosques

La alta biodiversidad que albergan los bosques amazónicos se traduce en una gran oferta de oportunidades para generar negocios que no sólo permitan la conservación y mantenimiento de este ecosistema y sus servicios ecosistémicos, sino también el desarrollo sostenible de las comunidades que habitan dentro o en los alrededores (Bertzky *et al.*, 2010).

El ecoturismo, la bioprospección, es decir, el área que investiga como aprovechar de manera sostenible los recursos biológicos de la naturaleza, y los proyectos para mantener las reservas de carbono o disminuir las emisiones podrían generar beneficios económicos sustanciales a las comunidades y son una excelente alternativa a las actividades extractivistas como la minería y el petróleo, así como a la expansión de la frontera agrícola para las comunidades.

La Amazonía al igual que otros ecosistemas está siendo objeto de bioprospección, ya que la biodiversidad ha provisto al ser humano de alimentación, vestimenta, alternativas para tratar enfermedades o patologías, fragancias, colorantes y otros productos (Cragg & Newman, 2005). Las sustancias encontradas bajo bioprospección al ser registradas como propiedad intelectual para los investigadores o comunidades pueden ser distribuidas o vendidas a farmacéuticas u otras industrias que tengan la capacidad monetaria para invertir en su producción y distribución.

El ecoturismo es una vasta industria en crecimiento, que ofrece una serie de alternativas para mantener los recursos naturales. Son servicios que las comunidades pueden ofrecer para sostener y mejorar su economía y a la vez proteger la naturaleza (Gavilanes Montoya *et al.*, 2019).

En general, existe evidencia que la conservación y utilización de los bosques amazónicos brindan una serie de oportunidades a las comunidades para tener un desarrollo sostenible. Además de la provisión de servicios ecosistémicos que benefician la calidad de vida de las comunidades.

Estudio de caso 3.13 Manejo forestal responsable de la nuez amazónica en comunidades indígenas, Pueblo indígena Paiter Suruí. Tierra Indígena Sete de Setembro, Cacoal, estado de Rondônia, Brasil

Autora: Karen García, con base en <https://youtu.be/r8L45-81qXs>

El pueblo indígena Paiter Suruí es miembro de la Cooperativa de Producción y Extractivismo Sostenible de Bosque Indígena, llamada Garah-Itxa. Cuenta con más de 50 socios, que trabajan como “pueblo guerrero y guardianes del bosque” por un buen relacionamiento entre hombre y naturaleza, valorizando los bosques protegidos y productivos.

Es el primer pueblo indígena brasileño titular de la Certificación FSC (sigla en inglés) de Manejo Forestal desde 2018, para 500 hectáreas de recolección de nuez amazónica (*Bertholletia excelsa*), recurso forestal no maderable estratégico que aporta en la conservación de la Cuenca/Región Amazónica.

La iniciativa productiva se encuentra en la Tierra Indígena Sete de Setembro, Cacoal, del Estado de Rondônia, Brasil. Se dedica a la recolección (y remoción de la cáscara externa) de la nuez amazónica (también conocida como nuez de Brasil o “Brazilian nuts”), desarrollando prácticas de manejo forestal responsable en el Bosque Natural, generando beneficios económicos, sociales y ambientales.

Los principales beneficios percibidos por el pueblo Paiter Surui con la iniciativa son: ingresos por tres meses que dura la recolección, alimento complementario, beneficios bioculturales y agregación de valor comercial al producto con sello FSC.

Instituciones aliadas: IMAFLORA, FSC Brasil, FUNAI, Associação Metareilá

3.6.3 Áreas Protegidas

Las Áreas Naturales Protegidas se extienden a lo largo de 2.123.007 Km², son 563 y representan el 24,6% en la región Amazónica (RAISG, 2021) y junto con los territorios indígenas cubren el 50% de la Cuenca del Amazonas (Panel Científico por la Amazonía, 2021). En las últimas dos décadas, el número de áreas protegidas (AP) se incrementó, excepto en la Guayana Francesa y Venezuela.

Los científicos a través del Acuerdo Global por la Naturaleza (GDN, sigla en inglés) han pedido proteger el 30% del área terrestre del mundo para el 2030 (Dinerstein *et al.*, 2019), a fin de salvar la diversidad y la abundancia de la vida en la tierra y permanecer por debajo de un aumento de 1.5°C en la temperatura global promedio.

Un índice inicial de conectividad entre áreas protegidas terrestres fue calculado y mapeado en el Informe de Planetas Protegidos, donde la cuenca del Amazonas destaca con sus grandes áreas protegidas y la integridad (Comisión Mundial de Áreas Protegidas de la IUCN - WCPA, 2012).

Además de proteger especies en peligro o endémicas, hábitats clave o paisajes naturales excepcionales, las áreas protegidas ahora son reconocidas por salvaguardar valores culturales, medios de vida tradicionales, sitios sagrados y arqueológicos, así como los servicios ecosistémicos críticos que proporcionan y que son de importancia en la mitigación del cambio climático, siendo la piedra angular de las estrategias de adaptación al clima basadas en la naturaleza (Maretti *et al.*, 2014).

En el informe titulado “Lecciones aprendidas y buenas prácticas para la gestión de áreas protegidas amazónicas” (Arguedas *et al.*, 2015) identificaron varios factores impulsores, que limitaron la evolución de la gestión de áreas protegidas en la Cuenca/Región Amazónica, como los intereses sectoriales extractivistas, las capacidades de gestión limitadas, la baja asignación de recursos de los Estados, y políticas contradictorias. El análisis se basó según el Convenio sobre la Diversidad Biológica, además se examinaron las políticas de Participación social, el rol de las AP en el desarrollo y en la adaptación al Cambio Climático, entre otros.

Shah *et al.*, 2021, descubrieron que las tasas de crecimiento económico más altas se asocian con una mayor efectividad de las áreas protegidas y que esta efectividad también está relacionada con países que cuentan con una mejor gobernanza. También mencionan que un aumento en la protección en un área desplaza las actividades de deforestación a otras áreas.

Bajo un enfoque regional y a pesar de las deficiencias que puedan existir, las áreas protegidas son el mejor medio para luchar contra las amenazas y la degradación (Pasquis, 2006). Sin embargo, no podemos dejar de lado que los métodos de conservación han avanzado hacia nuevas vías en las últimas décadas, pero falta mejorar una mayor participación de la sociedad y garantizar su sostenibilidad, que en los últimos años se ha visto en bancarrota y dependencia de la cooperación internacional (Pasquis, 2006).

Es importante resaltar las acciones de conservación distintas de las áreas protegidas y que también son esenciales, como las Otras Medidas Efectivas de Conservación (OECM, sigla en inglés) (Pörtner *et al.*, 2021). El enfoque multifuncional o de ‘paisajes’, en la conservación y gestión de la naturaleza, que incluye a las personas y las contribuciones de la naturaleza, puede significativamente minimizar e invertir el clima y otros impactos sobre la naturaleza (Pörtner *et al.*, 2021).

Tres enfoques son esenciales para asumir el abordaje transfronterizo: el Enfoque Basado en Ecosistemas, las Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN) y la Restauración Ecológica, siempre y cuando los países adopten y/o acepten dichas medidas.

Los resultados del Panel Científico por la Amazonía (2021) reconocen que las áreas protegidas junto con los territorios indígenas son una de las piedras angulares para la conservación, su autodeterminación y proteger los derechos sobre la tierra. Sin embargo, enfrentan amenazas continuas por la expansión de la frontera agrícola, el desarrollo de la infraestructura, la superposición con concesiones extractivas y por políticas destinadas a cambiar sus límites y nivel de protección.

El Programa Áreas Protegidas de la Amazonía (ARPA) de Brasil, en la actualidad cubre 60,8 millones de hectáreas, distribuido en 117 áreas protegidas, incluyendo 72 AP federales y 45 AP estatales. El ARPA está situado en nueve estados brasileños: Acre, Amapá, Amazonas, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima y Tocantins, siendo la iniciativa más grande de conservación y sostenibilidad de bosques tropicales a nivel mundial y constituye la principal estrategia de conservación para la Cuenca/Región Amazónica desde el año 2003 con proyección al 2039 (Figura 3.21).

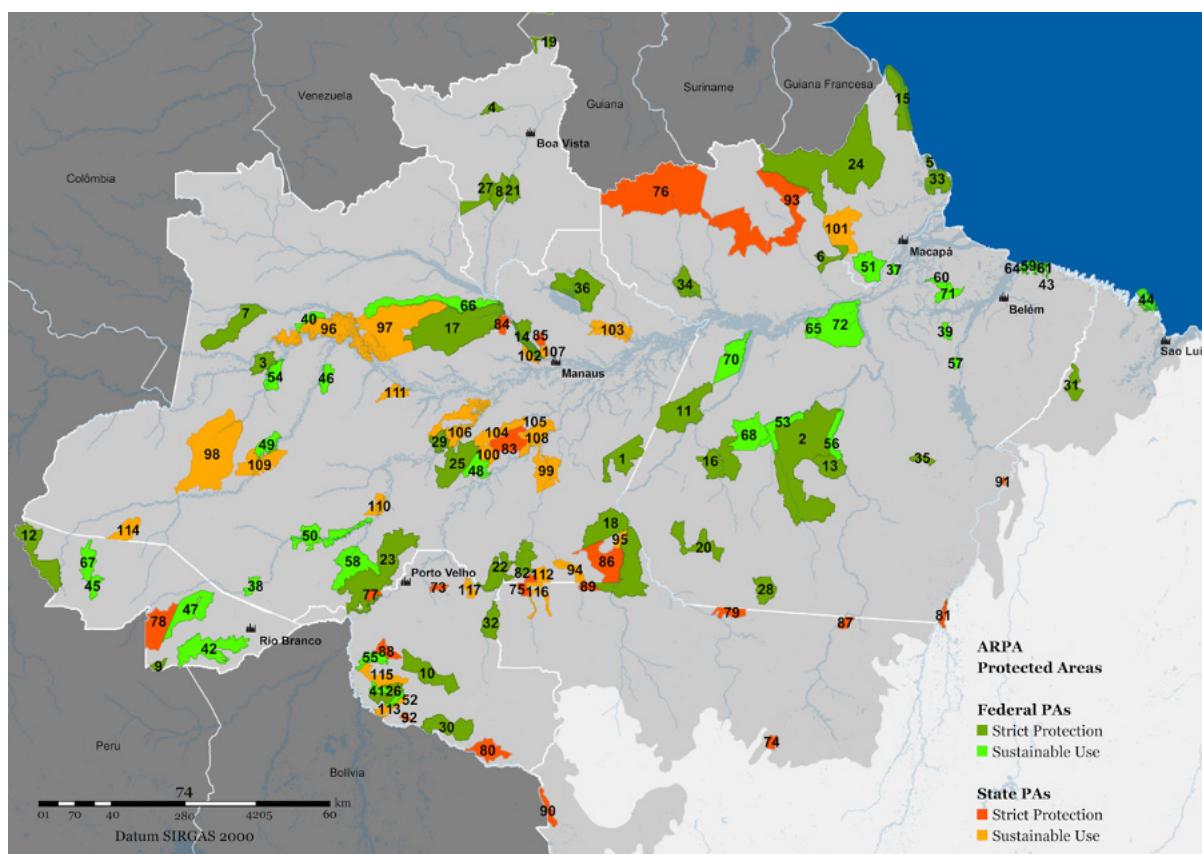


Figura 3.21 Programa de Áreas Protegidas de la Amazonía (ARPA) de Brasil

Fuente: WWF & ICMBio, 2017.

El ARPA trabaja con varias categorías de protección: Parques, Reservas Biológicas, Estaciones ecológicas, reservas extractivas y Reservas de Desarrollo Sostenible, apoyando la creación, consolidación y mantenimiento de áreas protegidas (WWF & Instituto Chico Mendes para la Conservación de la Biodiversidad - ICMBio, 2017).

3.6.4 Corredores Biológicos en la Amazonía

Los corredores biológicos son un espacio geográfico delimitado que proporciona la conectividad entre paisajes, ecosistemas y hábitats, naturales o modificados, asegurando el mantenimiento de la diversidad biológica y los procesos evolutivos.

Según Gutiérrez-Chacón *et al.*, (2020), los corredores biológicos son una estrategia de conservación importante para aumentar la conectividad entre poblaciones, principalmente vertebrados, en paisajes fragmentados, que a menudo requieren la restauración del hábitat para lograr conexiones físicas.

Por ejemplo, con la creación del Área de Conservación Regional Comunal Alto Tamaya - Abujao en Ucayali (2021), se establece un nuevo enlace binacional de áreas protegidas y tierras indígenas que se extiende a lo largo de la frontera Perú y Brasil.

De esta manera, se conecta directamente con el Parque Nacional Serra do Divisor al otro lado de la frontera en Brasil, pero también expande un mosaico de otras tierras indígenas y áreas de conservación en Perú, que incluyen el Área de Conservación Regional Iimiría al oeste y las Reservas Indígenas Ishconahua y Yavari Tapiche, y el Parque Nacional Sierra del Divisor al norte.

3.6.5 Bioeconomía

Existen numerosas definiciones para el término bioeconomía, que no necesariamente pueden aplicarse a la complejidad y riqueza de la sociobiodiversidad Amazónica. Corresponde entonces a la Cuenca/Región Amazónica encontrar una visión para su bioeconomía que garantice la conservación forestal e hídrica, así como la inclusión de las diferentes comunidades y pueblos que habitan este territorio.

Dada la importancia actual de esta temática, El Panel Científico para la Amazonía dedicó recientemente un capítulo entero a su desarrollo (Abramovay, Ferreira *et al.*, 2021), por lo que en esta sección y en el Capítulo 5 del presente documento, se retoman sus aspectos clave.

3.6.5.1 De una Economía basada en la Destrucción de la Naturaleza a la Bioeconomía Forestal como un Imperativo Ético

Una aproximación ética a la bioeconomía en la Amazonía implica que todas las actividades económicas que se realizan en la región deberían resultar en el fortalecimiento de la biodiversidad forestal, así como en el mejoramiento de las condiciones de vida de las poblaciones rurales, periurbanas y urbanas que la habitan.

Para esto, es necesaria una visión que priorice el uso de la biodiversidad a través de su conocimiento, basándose en el diálogo entre los saberes locales, tradicionales y académicos. Diferentes estudios etnobotánicos evidencian el rol de sus habitantes para favorecer, por ejemplo, la abundancia de plantas utilizadas para fibras o alimento, en lo que se han llamado los bosques antropogénicos (Plotkin, 2020, Balée, 2013, Shultes & von Reis, 1995).

Sin embargo, desde la época de la violenta colonización europea se instaló en la Cuenca/Región Amazónica una economía basada en la destrucción de la naturaleza y de sus habitantes, imponiéndose una visión extractivista, actualmente proveedora de energía, minerales y materias primas agrícolas, que generalmente sólo benefician a aquellos que habitan por fuera de sus zonas rurales y urbanas (Chiavari *et al.*, 2020, Antonaccio *et al.*, 2020, Bebbington *et al.*, 2020).

Al mismo tiempo, el inmenso potencial de la biodiversidad amazónica continúa siendo ignorado y subutilizado, pese a la multitud de publicaciones que resaltan su riqueza. En cuanto a algunas publicaciones más recientes, enfocadas en información científica de la biodiversidad amazónica y las posibilidades para su uso sostenible, es posible resaltar el trabajo de Clay *et al.*, (1999) y de Lopes *et al.*, (2015).

3.6.5.2 Las Cadenas de Valor de la Biodiversidad Amazónica: entre la Informalidad y la Precariedad

El uso económico de la biodiversidad en la Amazonía se caracteriza por la informalidad y ha permanecido prácticamente igual desde el período colonial. Los aceites de Andiroba (*Carapa guianensis*) y Copaíba (*Copaifera spp.*) por ejemplo, continúan extrayéndose de manera convencional, generando bajos beneficios económicos (Sousa *et al.*, 2019).

El aprovechamiento de la riqueza ictiológica de la Amazonía se ve truncado por la inadecuada industrialización y refrigeración en la zona. Asimismo, los agricultores familiares, que producen productos convencionales como leche y Yuca (cassava, inglés), no tienen conexión con los mercados locales.

De otro lado, algunos de los productos que han logrado ser competitivos, como el açaí (portugués) o asaí, se han visto enfrentados a problemas de sanidad por contaminación por parásitos (de Oliveira *et al.*, 2019), evidenciando limitaciones técnicas y ausencia de protocolos mínimos de higiene (Valli *et al.*, 2018).

En cuanto a la contribución del uso de la biodiversidad amazónica al bienestar de las comunidades locales, la región se mantiene marcada por la pobreza, la ilegalidad y la violencia. Los habitantes del bosque dependen de mercados incompletos e imperfectos, caracterizados por un fuerte clientelismo y desigualdades de poder, que permiten la pervivencia de sistemas cercanos a la esclavitud en algunas zonas, con prácticas como el aviamento (portugués), el regateo o regatão, el habilito y el enganche⁵. Estos sistemas conllevan adicionalmente a una evasión permanente de impuestos, y a una estructura de mercado que no favorece la calidad, la regularidad en la oferta ni la innovación. Otro punto crítico lo constituye la falta de acceso a la información sobre los precios de los productos ofrecidos por los habitantes del bosque.

Así, los intermediarios controlan el precio de compra en las zonas rurales y la venta de los productos a los procesadores.

3.6.5.3 Tipología de la Bioeconomía Amazónica

Uno de los estudios más completos en relación con la bioeconomía amazónica fue producido por la Concertación por la Amazonía (2021), donde se establecen tres sistemas de uso generales para la bioeconomía amazónica:

- Bioeconomía tradicional basada en la biodiversidad de los ecosistemas nativos.
- Bioeconomía basada en el manejo forestal.
- Bioeconomía de producción de materias primas (Figura 3.22).

5 Sistemas de intercambio que persisten desde la época colonial y se caracterizan por fuertes desigualdades de poder. En el aviamento el comerciante provee a los productores con bienes básicos, instaurando dependencias personales que pueden llevar a situaciones similares a la esclavitud. En el regatão, los bienes básicos traídos de las ciudades son intercambiados por productos locales a precios injustos, decididos unilateralmente por los comerciantes. En el habilito los «patrones» pagan el trabajo por adelantado, instaurando un sistema cíclico de endeudamiento (Meira, 2018, González Rocabado y Terán Valenzuela, 2012)

Productos de la biodiversidad

Madera productos forestales no-maderables, pesca y psicultura	
Esenciales para la subsistencia y los ingresos de la población amazónica	Su uso y explotación están caracterizados por deficiencias tecnológicas
Su uso y explotación pueden hacerse de manera sostenible si se basan en el conocimiento (local y académico)	Están caracterizados por mercados incompletos e imperfectos
Su fortalecimiento debe hacerse con una óptica de economía circular, en cuanto al uso de insumos y residuos	Asociados con frecuencia a sistemas de esclavaje moderno como el aviamento, el regato, el habilito y el enganche

Servicios de la biodiversidad

Restauración, turismo, pagos por servicios ecosistémicos (PSE)	
No siempre expresados en mercados que valoren su relevancia social	Más allá de su mercadeo, son esenciales para el bienestar de las poblaciones rurales

Figura 3.22 Estado actual de la bioeconomía en la Región Amazónica

Fuente: elaborado a partir de Abramovay, Ferreira *et al.*, 2021.

3.6.5.4 La Bioeconomía como Impulsora de Dinámicas de Cambio en la Biodiversidad

Con relación a la bioeconomía como impulsora de dinámicas de cambio en la biodiversidad, el reto radica en otorgar un valor al bosque que vaya más allá de su valor intrínseco, logrando que su uso sostenible pueda competir con las dinámicas de deforestación y cambio de uso de la tierra.

Teniendo en cuenta que las áreas protegidas son insuficientes para garantizar la conservación de la biodiversidad y la inclusión de las comunidades locales, (Laurance *et al.*, 2012, Hayes & Ostrom, 2005), es importante enmarcar la bioeconomía dentro de un paradigma multifuncional a escala del paisaje, en una matriz de usos múltiples en el que diferentes actividades con o sin valor económico son posibles, y en el que diferentes estrategias de mercado y pagos por servicios ecosistémicos sean implementadas de manera complementaria.

3.6.5.5 El Manejo Forestal Sostenible como Oportunidad para la Integración de la Biodiversidad

Los bosques de producción son generalmente considerados como de poco valor para la conservación, y el uso y demanda de la madera proveniente de los mismos está con frecuencia asociada al declive de especies y la deforestación.

Estas percepciones son erradas, muy por el contrario, existen numerosas maneras de integrar los bosques de producción con estrategias globales y regionales de conservación, especialmente desde el enfoque de usos múltiples, en conexión con áreas protegidas y otros usos del paisaje. Sin embargo, es importante diferenciar el manejo forestal sostenible de actividades destructivas como la tala total o la quema, cuyo objetivo primordial no es generalmente la extracción de madera, sino el avance de la frontera agrícola y pecuaria.

Al mismo tiempo, ahora está claro que los bosques manejados para la producción de madera deben desempeñar un papel importante en la conservación de la biodiversidad global, teniendo en cuenta que las áreas estrictamente protegidas, donde todas las actividades extractivas están prohibidas, son simplemente insuficientes para lograr los objetivos globales de conservación de la biodiversidad (Laurance *et al.*, 2012, Hayes & Ostrom, 2005).

3.6.5.6 La Actividad Forestal y sus Efectos en la Biodiversidad

Las técnicas de extracción de impacto reducido (EIR) se han propuesto como un intento por manejar los bosques tropicales de producción de madera de manera sostenible, disminuyendo los impactos en el suelo, en los árboles semilleros, en los rodales residuales (grupos de árboles en distintas etapas de crecimiento) y mejorando el bienestar de los trabajadores (Putz *et al.*, 2008).

Las EIR incluyen la preparación de planes detallados de cosecha, la educación de los trabajadores, la capacitación y supervisión, la demarcación de rutas de tala, la tala direccional para reducir el daño colateral y la protección de áreas ribereñas (*ídem*). Las EIR han sido concebidas para lograr un nivel de cosecha sostenible, pero también para mejorar la sostenibilidad en términos de biodiversidad, retención de carbono y servicios ecosistémicos.

De manera general, la biodiversidad se favorecerá con los esfuerzos orientados para mantener la conectividad forestal y los bosques de Alto Valor de Conservación, así como para minimizar el ancho de las carreteras, reducir los claros del dosel forestal y la creación de orillas en el bosque.

Edwards *et al.*, (2014) evaluaron los impactos ambientales de la tala selectiva en los bosques tropicales y concluyeron que los bosques naturales de producción usualmente retienen la mayoría de la biodiversidad y sus funciones asociadas, así como las funciones de regulación climática, de carbono y relacionadas con el suelo y la hidrología (Figura 3.23).

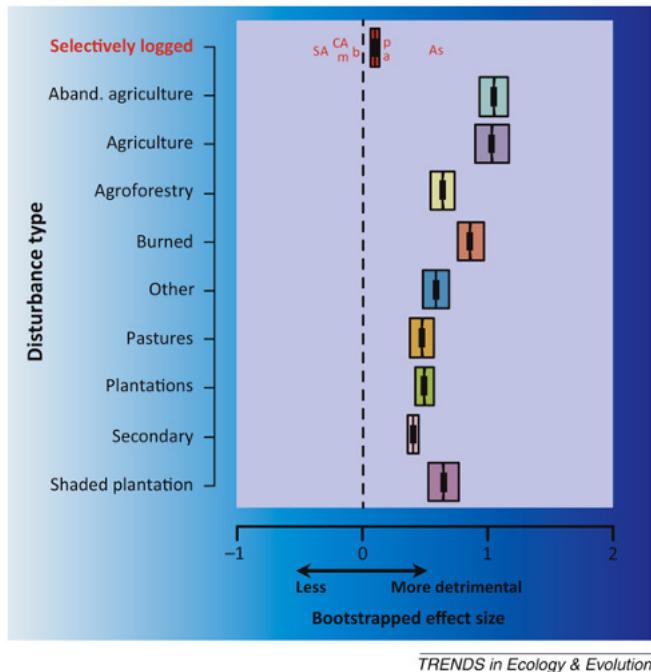


Figura 3.23 Valor biológico de los bosques tropicales con tala selectiva

Nota. Abreviaciones: As, Asia; SA, Suramérica; CA, África Central; m, mamíferos; b, aves; p, plantas; a, anfibios; Aband. abandonado.

Fuente: Edwards *et al.*, 2014.

Basado en dos metaanálisis, cada uno de más de 100 estudios científicos en la Amazonía, África y el Sudeste Asiático (Gibson *et al.*, 2011, Putz *et al.*, 2012), cada hábitat es comparado con la riqueza de especies de un bosque primario (línea punteada), de manera que los valores más altos indican un efecto negativo mayor como efecto del uso del suelo. Los promedios son mostrados con intervalos de un 95% de confianza. Los bosques con tala selectiva son mucho mejores en términos de riqueza de especies que otros tipos de uso.

Sin embargo, es necesario aclarar que la composición de especies puede variar ampliamente, ya que las especies menos tolerantes al disturbio disminuyen y aquellas más adaptadas a los efectos de borde aumentan (Edwards *et al.*, 2011).

Por lo tanto, la evaluación de los efectos del aprovechamiento de madera en la biodiversidad debería también tomar en cuenta los grupos con historias de vida particulares, los rasgos funcionales y los requerimientos ecológicos, siendo particularmente importante en este punto la ecología funcional y posible plasticidad funcional de ciertos organismos (Ernst *et al.*, 2006).

Así, por ejemplo, en la Amazonía las comunidades forestales en bosques de producción tienen menor densidad de madera y hojas más suaves que en los primarios, (Baraloto *et al.*, 2012) con implicaciones para el almacenamiento de carbono y la abundancia de insectos herbívoros.

Además, dado que usualmente se considera que los bosques de producción no poseen valor para la conservación, éstos son expuestos generalmente a degradaciones postcosecha, tales como la tala total, el fuego o la caza.

Asner *et al.*, (2006) evaluaron imágenes de satélite para identificar la probabilidad de deforestación en bosques utilizados para madera en la Amazonía brasileña entre 2000 y 2002, encontrando que un 32% de ellos fueron deforestados en los cuatro años siguientes. Si bien las vías usadas para la extracción de la madera favorecen la entrada a otros tipos de usos, los autores señalan que, a distancias entre 5 y 25 km de las vías principales, la probabilidad de deforestación es de dos a cuatro veces más alta en los bosques de producción que en los bosques intactos.

Estudio de caso 3.14 Manejando los bosques de producción para la conservación de la biodiversidad. Cursos regionales para el fortalecimiento de capacidades en los Países Miembros de la OTCA (2018), basados en las Directrices para la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad en los bosques tropicales de producción (Organización Internacional de las Maderas Tropicales - OIMT y UICN, 2009)

Autora: Catherine Gamba-Trimiño

Como parte de la iniciativa de colaboración entre el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) y la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT) para conservar la diversidad de los bosques tropicales, la Organización del Tratado de Cooperación Amazónica (OTCA) ejecutó el proyecto Fortalecimiento de capacidades de los Países Miembros de la OTCA en el manejo forestal ecológicamente responsable y conservación de la biodiversidad en los bosques manejados de la Amazonía.

En la primera fase del proyecto, se realizó una evaluación sobre el nivel de implementación de las Directrices para la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad en los bosques tropicales de producción (OIMT y UICN, 2009), donde se identificaron vacíos de capacitación.

Se desarrolló así una propuesta de fortalecimiento de capacidades, aprobada por los ocho Países Miembros de la OTCA, y ejecutada en tres cursos piloto en reconocidos centros de formación forestal en Pará (Brasil), Loreto (Perú) y Mariwa (Guyana). En total se formaron 72 personas, incluyendo manejadores forestales, investigadores, estudiantes de posgrado e indígenas.

Los resultados del proyecto fueron presentados en la COP14 (2018) y en el Congreso Mundial Forestal (Gamba-Trimiño *et al.*, 2019), enfatizando en la importancia de incluir consideraciones específicas para el manejo de la biodiversidad en todas las etapas del manejo forestal sostenible.

Así mismo, se destacaron las oportunidades de sinergias existentes en las técnicas de extracción de impacto reducido (EIR) (Putz *et al.*, 2008), los procesos de certificación FSC y los enfoques como el de Altos Valores de Conservación.

Estudio de caso 3.15 La deforestación no es necesaria en Brasil en los próximos 20 años

Autora: Catherine Gamba-Trimiño

La deforestación no es necesaria para expandir la producción agrícola y pecuaria en Brasil en los próximos 20 años. La intensificación sostenible de la producción en las tierras agrícolas actuales se ha sugerido como una solución a la competencia por tierra entre la agricultura y los ecosistemas naturales.

Bernardo, Strassburg, Latawiec, Barioni *et al.*, (2014) evaluaron este escenario en Brasil, utilizando diferentes modelos y bases de datos climáticos, encontrando que la productividad actual de las tierras agrícolas y ganaderas está entre el 32 y el 34% de su potencial, y que aumentando su productividad estaría entre un 49 y un 52%, con lo cual se cubrirían las demandas de carne, cereales, madera y biocombustibles hasta el 2040, sin necesidad de convertir más ecosistemas naturales.

Los autores citan la degradación de las pasturas como una de las principales causas de la baja productividad de las tierras agrícolas, con más de un 60% de tierras degradadas en el bioma amazónico (Dias-Filho & Andrade, 2006).

En 2010, el 39% del área deforestada en la Amazonía fue reportada como pastura degradada o área abandonada ocupada por vegetación secundaria según la Empresa Brasileña de Investigación Agropecuaria (EMBRAPA e INPE, 2013).

De esta forma, Ambec *et al.*, (2020), en un informe presentado al gobierno francés en relación a las implicaciones para el desarrollo sostenible del proyecto de Tratado de Comercio entre la Unión Europea y el bloque Mercosur, estiman que estas tierras degradadas podrían reconverteirse para cumplir las demandas adicionales de producción contempladas en dicho Acuerdo de Comercio, evitando así un aumento en la deforestación importada por parte de la Unión Europea, pero que esto requeriría inversiones extra, de capital y mano de obra.

Estudio de caso 3.16 Sistemas agroforestales, producción de pulpas de frutas y recolección de castaña en diferentes sitios de manejo, Asociación Agroforestal de Productores Agroecológicos de Madre de Dios (APAE-MD), Bolivia.

Autor: Fortunato Angola

La Asociación Agroforestal de Productores Agroecológicos de Madre de Dios (APAE-MD), fue creada en 2004 en la Comunidad Buen Futuro, Provincia Madre de Dios, Municipio Puerto Gonzalo Moreno del Departamento de Pando, formalizando su organización en 2017.

La APAE-MD surgió por iniciativa de dos productores agroforestales, habiendo alcanzado 120 integrantes en 2012. Hoy, la APAE-MD está conformada por cerca de 50 personas de 17 comunidades de tres municipios⁶, con una directiva con gobernanza y liderazgo responsable, estable en el tiempo y procedimientos transparentes al interior.

La APAE- MD fue destinataria de proyectos de desarrollo o fortalecimiento de los Sistemas Agroforestales (SAF), de asistencia técnica continua, formaciones en asociatividad, gestión de proyectos y manejo.

Algunas características de la experiencia:

- Los SAF están enfocados en frutos de Cupuazú desde 1995, y adicionalmente desde 2015, en palmeras de asaí, tanto de *Euterpe oleracea* (que no es nativa de la Amazonía boliviana) como de *Euterpe precatoria*.
- Desde 2007, la APAE-MD es socia del 30% de la empresa Madre Tierra Amazonía (MTA) con Sociedad de Responsabilidad Limitada (Srl), que produce pulpas, aceites y mantecas de frutos en el municipio continuo de Riberalta. Hasta ahora, MTA Srl no generó utilidades y APAE-MD no realiza aportes a ésta. El gran cuello de botella ha sido el alto costo de energía eléctrica para la operación de la planta (Matriz energética a base de Diesel importado).
- Los integrantes de la APAE-MD recolectan castaña durante la temporada de zafra. Entre 2012 y 2016, la APAE-MD acopió y vendió castaña en cáscara con certificación como producto ecológico. Este intento de trabajar colectivamente con este recurso complementario brindó pagos adicionales (reintegros) mayores por la certificación como producto ecológico. Sin embargo, parte de ese pago adicional cubrió una contraparte de un proyecto de desarrollo destinado a los SAF, y otra parte cubrió los costos de la certificación ecológica, lo que ocasionó disconformidad de algunos socios.

6 Este subtítulo fue modificado de “Plan de emprendimiento: promoción de frutas amazónicas en el mercado nacional. Una contribución a la Gestión Integral Sustentable de Bosques y Tierra” elaborado en 2017 para APPAA-VD y APAE-MD, con complementaciones de la entrevista a actores clave de IPHAE.

- En 2019, la APAE-MD obtuvo una planta despulpadora en la comunidad Buen Futuro, con fondos públicos, para evitar los elevados costos de transporte de los frutos enteros hasta el mercado (la pulpa de cupuazú representa el 30% del fruto y la de asaí el 50%).

La trayectoria de la APAE-MD generó en los productores/as cierto interés para fortalecer, ampliar e implementar nuevos Sistemas Agroforestales (SAF). Sin embargo, los incentivos resultan insuficientes comparados con la competencia de los SAF frente a los estímulos para el cambio de uso de suelo, como agricultura o ganadería, incrementando paulatinamente las comunidades a las que pertenecen las personas afiliadas.

Asimismo, la experiencia ha generado conocimiento y laboratorios *in situ* de interés de instituciones gubernamentales y otros emprendimientos productivos, para su réplica a nivel regional.

Instituciones aliadas: Instituto para el Hombre, Agricultura y Ecología (IPHAE)

3.6.6 Restauración de Ecosistemas

La restauración es una de las prioridades de la OTCA (Charity *et al.*, 2016), especialmente en hábitats clave y con un enfoque transfronterizo y perspectiva de paisaje (Charity *et al.*, 2016), además de utilizar la diversidad de instrumentos de restauración aplicados a impactos que ocasionan la degradación ambiental, como, por ejemplo: los programas de adecuación ambiental en Perú, los planes de descontaminación en Colombia, los seguros ambientales en Brasil, el saneamiento de pasivos ambientales en Bolivia.

La Década de las Naciones Unidas para la Restauración de los Ecosistemas, declarada para el periodo 2021-2030, es una iniciativa global de la ONU que busca promover la toma de conciencia sobre la restauración de los ecosistemas del mundo para combatir el cambio climático, la pérdida de biodiversidad, la desertificación, la degradación del suelo, entre otros problemas ambientales.

En 2030, la restauración de 350 millones de has podrá contribuir a retener entre 13 y 26 gigatoneladas de gases de efecto invernadero de la atmósfera y generar 9 billones de dólares en materia de servicios ecosistémicos (<https://www.decadeonrestoration.org/es>). Se estima que, por cada dólar gastado en la restauración cabe esperar entre 3 y 75 dólares de beneficios económicos en forma de bienes y servicios de los ecosistemas. (<https://www.decadeonrestoration.org/es>).

Barlow *et al.*, (2021) reconocen que es necesario acelerar la recuperación ante la explotación minera, la actividad hidrocarburífera, la deforestación y otras actividades económicas sostenibles en las tierras deforestadas mediante la intensificación de la agroforestería o sistemas de barbecho. También mencionan la necesidad de restauración en hábitats acuáticos afectados por los diferentes sectores, el plástico y/o barreras que fragmentan los ríos e interrumpen la conectividad.

En la Amazonía, la restauración representa un proceso complejo y de alto costo, por lo cual Barlow *et al.*, (2021) recomiendan que sólo deben utilizarse como último recurso y será más eficaz si se complementa con otras medidas de conservación como la protección de los bosques primarios.

En la restauración terrestre, existen varias opciones para la Amazonía, como:

- La Restauración tras la eliminación completa del suelo.
- La Restauración de la vegetación en terrenos deforestados.
- La Restauración de los bosques degradados.
- La Restauración de actividades económicas sostenibles en tierras deforestadas.

A nivel de superficies forestales, la restauración es reconocida como uno de los mecanismos más relevantes para la recuperación y prevención ante los puntos de inflexión ocasionados por los incendios (Scheper *et al.*, 2021).

Dichos autores identificaron dentro las estrategias de restauración post-incendios las siguientes:

- La regeneración natural.
- La regeneración natural asistida.
- La plantación de enriquecimiento.
- La restauración comercial.

Barlow *et al.*, (2021) mencionan que la restauración acuática puede darse con:

- La Restauración tras la contaminación.
- La Eliminación de represas y restablecimiento de los ciclos de flujo naturales y de la conectividad.
- La Restauración de la pesca y frenar la sobre pesca.

Barlow *et al.*, (2021) plantean que las políticas y programas de restauración ambiental deben generar beneficios socioeconómicos para las poblaciones locales como seguridad alimentaria, empleo y otros ingresos, y así generar conciencia sobre los beneficios que proporcionan los bosques y otros sistemas naturales, para alinearse con las medidas de adaptación al cambio climático.

Según Barlow *et al.*, (2021), entre las acciones prioritarias para la restauración de la Cuenca/Región Amazónica se encuentran las siguientes:

- Conservar las especies amenazadas y los ecosistemas únicos de la Amazonía.
- Mejorar la conectividad funcional de los sistemas fluviales.
- Generar beneficios climáticos globales.
- Generar beneficios climáticos para la Cuenca/Región Amazónica.
- Proporcionar beneficios socioeconómicos de la restauración.
- Implementar enfoques paisajísticos y de cuenca para la restauración y la conservación.
- Integrar los sistemas terrestres y acuáticos.

- Mejorar la conectividad para la biodiversidad y sus beneficios climáticos locales.
- Reducir el riesgo de catástrofes socioambientales.
- Cumplir con múltiples objetivos para optimizar los beneficios.
- Fomentar una transición forestal más amplia.
- Garantizar la ampliación de los beneficios sociales de la restauración.
- Desarrollar la resiliencia climática dentro de las opciones de restauración.

En la Amazonía peruana con el incremento de la fragmentación y aislamiento entre fragmentos, restaurar la conectividad ecológica con fragmentos de bosques primarios es un elemento crucial para la conservación (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre - SERFOR, 2018).

Existen experiencias exitosas de restauración para ser destacadas en:

- Perú (<https://www.cima.org.pe/es>),
- Ecuador (<https://www.jocotoco.org.ec>),
- Colombia (<https://amazoniaemprende.com/>),
- Brasil: “Y Ikatu Xingu” (Pandit *et al.*, 2018) y uno de los de mayor alcance a la fecha, se enmarca en el Programa de Paisajes Amazónicos (<https://believe.earth/>; <https://www.amazonialive.com.br/>).

3.7 Logro de las Metas de Aichi y de los Objetivos para el Desarrollo Sostenible (ODS)

Desde el Informe Brundtland (1987) hasta la Agenda 2030 (2015) el discurso del desarrollo sostenible ha sido y sigue siendo influyente en los marcos de gobernanza global y nacional. El actual marco de gobernanza global para el desarrollo sostenible es la Agenda 2030 y en ella se plasman los 17 ODS.

Sin embargo, los objetivos en dicha gobernanza no son legalmente vinculantes con lo cual, no necesariamente se reflejan en las políticas nacionales porque no cuentan con acuerdos institucionales sólidos y por el amplio margen nacional de aplicación. (Yunita *et al.*, 2020).

Los ODS pueden ser agrupados en las siguientes dimensiones o categorías:

- Personas (ODS 1, 2, 3, 4 y 5)
- Prosperidad (ODS 7, 8, 9 y 10)
- Planeta (ODS 6, 11, 12, 13, 14 y 15)
- Paz (ODS 16)
- Alianzas (ODS 17)

En la Figura 3.24 se muestra un resumen del análisis cualitativo de las tendencias de los ODS en la Amazonía.

Capítulo 3. Impulsores de las amenazas, pérdidas, oportunidades y transformación de la naturaleza

Objetivo de Desarrollo Sostenible	Tendencias	Situación y tendencias en la Amazonía
	Fin de la pobreza	La pobreza retrocede pero aún se encuentra por encima de los promedios nacionales. La región amazónica en general todavía tiene niveles por encima de los promedios nacionales.
	Hambre cero	Se han mejorado de manera importante la nutrición y seguridad alimentaria. Las tasas de desnutrición han caído en los niveles nacional y regional; para las zonas de la Amazonía son aún más altas que los promedios nacionales. La tasa de desnutrición crónica de las niñas menores de 5 años ha disminuido en general en la Amazonía, pero sigue siendo alta en las zonas rurales.
	Salud y bienestar	Se ha aumentado de manera significativa el gasto en salud y políticas de salud. La tasa de mortalidad infantil es uno de los indicadores más críticos entre las poblaciones amazónicas, especialmente en las comunidades indígenas. La tasa de embarazo adolescente sigue siendo alta en la región amazónica, donde se estima que las tasas duplican el promedio nacional.
	Educación de calidad	Fuerte mejora de los indicadores de educación. El gasto social en educación ha aumentado de manera constante desde el 2001 hasta el 2015, entre el 4% y el 7% del PIB nacional en los países de la Amazonía. Durante los últimos 20 años, la región de la Amazonía ha experimentado un notable aumento en la matriculación en educación primaria y una disminución significativa de la tasa de analfabetismo.
	Igualdad de género	Existe una brecha de género considerable para la participación política, combinada con violencia estructural contra las mujeres. Se han fortalecido los derechos de las mujeres para participar, promover el conocimiento, luchar contra la violencia de género, mejorar la educación para las mujeres y aumentar sus oportunidades profesionales. La población femenina en la Amazonía en general sigue siendo una de las más vulnerables.
	Agua limpia y saneamiento	Las brechas en la cobertura del servicio de agua y el acceso a saneamiento afectan en su mayoría a la población rural y dispersa; en comparación con la población urbana. Los ríos amazónicos son las fuentes principales de agua para consumo humano y fuentes alternativas son escasas.
	Energía asequible y no contaminante	En las zonas rurales más de la mitad de la población no tiene acceso a ninguna fuente de energía, en las zonas urbanas el acceso a la energía es alto. En las zonas rurales es limitado, lo que con frecuencia lleva a la población a utilizar generadores caseros, generando una dependencia a los combustibles fósiles. A pesar de los avances en la investigación y la innovación en la energía sostenible, su aplicación aún es difícil y costosa.
	Trabajo decente y crecimiento económico	Crecimiento y economía que depende de los recursos naturales. Los países que comparten la cuenca del Amazonas presentan un promedio de crecimiento económico entre 4.4% y 5.4% (2000 y 2012). A pesar de que muchos de los contribuyentes de la región del Amazonas al PIB nacional son pequeñas, sus tasas de crecimiento económico son altas, superando el 7% en algunos casos.
	Industria, innovación e infraestructura	El acceso a los servicios públicos en la región Amazónica es inferior a la media nacional. Por lo general, hay una gran diferencia entre la región amazónica y los índices nacionales, y una brecha aún mayor entre las zonas urbanas y rurales.
	Reducción de las desigualdades	La brecha entre las zonas rurales y urbanas ha aumentado. Las mejoras sociales y económicas en el Amazonas han sido parciales, favoreciendo a las ciudades y aumentando la brecha entre las zonas rurales y urbanas.
	Ciudades y comunidades sostenibles	Falta de datos en cuanto la gestión de residuos, tanto en áreas urbanas como en rurales. La gran mayoría de personas queman o botan sus residuos, sobre todo en las zonas rurales, y los sistemas existentes tienen dificultades en el manejo de sus residuos.
	Producción y consumo responsables	El desarrollo de actividades económicas (minería informal), el vertimiento de residuos sólidos urbanos y otras actividades deterioran la calidad del agua al vertecer sobre la fuente minerales como mercurio (empleado en minería de oro informal) y otros contaminantes. En países como Surinam, Guyana, Bolivia, Perú y Ecuador, hay problemas de contaminación en ríos por metales pesados.
	Acción por el clima	Todos los países de la Amazonía reconocen que es vital llevar a cabo acciones de mitigación, reduciendo la deforestación y atenuando los impactos del cambio climático en la selva; sin embargo, no se realizan soluciones unánimes entre gobiernos.
	Vida submarina	Ecosistemas acuáticos en riesgo, a pesar de su gran extensión superficial, en la cuenca del río Amazonas existe aún un bajo conocimiento sobre su biodiversidad y sus servicios ecosistémicos, un aspecto que requiere con urgencia ser abordado. La conservación de cabeceras, pantanos y ecosistemas de humedales es una de las prioridades en la OTCA.
	Vida de ecosistemas terrestres	La cuenca del río Amazonas y sus diversos ecosistemas, biodiversidad y servicios ecosistémicos son impactados por el rápido cambio en los usos de la tierra. La gestión de los usos deforestados a través de la restauración es una prioridad para la región amazónica.
	Paz, justicia e instituciones sólidas	En el Amazonas, la información disponible indica que en la región hay poca presencia institucional, además de desafíos en materia de rendición de cuentas. Mejorar y fortalecer las instituciones estatales es un gran reto. Con frecuencia las políticas nacionales no tienen en cuenta la realidad socioeconómica y ambiental de la región. En muchos casos hay choques entre el sistema judicial tradicional y el moderno.
	Alianza para lograr los objetivos	Hay un número creciente de alianzas de gobierno, de la sociedad civil y del sector privado Norte-Sur y Sur-Sur que buscan enfrentar los desafíos de desarrollo sostenible. Instituciones multilaterales como el Banco Mundial, el Banco Interamericano de Desarrollo, el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, y el Fondo Mundial para el Medio Ambiente, juegan parte de la promoción de iniciativas sostenibles en el Amazonas.



Fuente: SDG Index & Dashboards

Figura 3.24 Tendencias de ODS en la Amazonía, análisis preliminar

Fuente: Elaboración propia con base en el PNUD (2016) y con análisis integral de: Azevedo-Ramos, 2008; UNDP, 2010; INEI, 2014; UNICEF, 2014; Egeland y Harrison, 2013; WHO, UNICEF, UNFPA y World Bank, 2015; INEI, 2015; UNDP, IPEA y Pinheiro, 2011; UNDP, 2013; INEI, 2012; OTCA, 2018; Veening et al., 2015; Hacon et al., 2008; Rocha et al., 2012; Boulton et al., 2022; SDG & Dashboards.

3.7.1 Alcance de los Objetivos de Biodiversidad de Aichi

Durante la décima Conferencia de las Partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica realizada en Nagoya (Japón), en octubre del 2010, se aprobó el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, donde se incluían los Objetivos de Biodiversidad de Aichi.

Los cinco Objetivos estratégicos de Aichi son los siguientes:

1. Abordar las causas subyacentes de la pérdida de biodiversidad mediante la incorporación de la biodiversidad en todo el gobierno y la sociedad.
2. Reducir las presiones directas sobre la biodiversidad y promover el uso sostenible.
3. Mejorar el estado de la biodiversidad salvaguardando los ecosistemas, las especies y la diversidad genética.
4. Mejorar los beneficios para todos de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.
5. Mejorar la implementación a través de la planificación participativa, la gestión del conocimiento y la creación de capacidad.

Según Maruma, (2021) los Objetivos de Biodiversidad de Aichi se crearon para los planes de conservación de especies amenazadas, ecosistemas degradados y fragmentados, y recursos genéticos decrecientes.

Los 20 Objetivos de Biodiversidad de Aichi se dividen en 60 elementos separados para supervisar el progreso general, con un conjunto de mecanismos de apoyo para la implementación, como la movilización de recursos, la creación de capacidad y la cooperación científica y tecnológica.

Además, según el CDB (2020), la evaluación general de cada una de las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica en el plano mundial muestra que no se ha logrado plenamente ninguna de las 20 metas, aunque seis (6) metas se han logrado parcialmente (Metas 9, 11, 16, 17, 19 y 20).

Finalmente, los objetivos de Aichi no pudieron alcanzarse en su mayoría, en parte, porque su formato hace que el progreso sea difícil de medir (Green *et al.*, 2019).

Referencias

- Abramovay, R., Ferreira, J., Costa, F. A., Ehrlich, M., Euler, A. M. C., Young, C. E. F., Kaimowitz, D., Moutinho, P., Nobre, I., Rogez, H., Roxo, E., Schor, T., & Villanova, L. (2021). Chapter 30: The New Bioeconomy in the Amazon: Opportunities and Challenges for a Healthy Standing Forest and Flowing Rivers. In: C. Nobre, A. Encalada, E. Anderson, *et al.*, (Eds.), *Amazon Assessment Report 2021*. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Available from <https://www.theamazonwewant.org/spa-reports/>. DOI: 10.55161/UGHK1968
- Abril, G., Martínez, J.M., Artigas, L. Moreira-Turcq, P., Benedetti, M. F., Vidal, L., Meziane, T., Kim, J. H., Bernardes, M., Savoye, N., Deborde, J., Lima Souza, E., Albéric, P., Landim de Souza, G. L. & Roldán, F. (2014). Amazon River carbon dioxide outgassing fuelled by wetlands. *Nature* 505, 395–398. <https://doi.org/10.1038/nature12797>.
- Achard, F., DeFries, R., Eva, H., Hansen, M., Mayaux, P., & Stibig, H.J. (2007). *Pan-tropical monitoring of deforestation*. *Environmental Research Letters*, 2(4), 045022. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045022>
- Acosta, A. (2011) Bolivia: La maldición de la violencia. Extractivismo al desnudo. Servicios en Comunicación *Intercultural Servindi*, Lima, Perú, 30 de septiembre de 2011.
- AECID (s.f.). *La OTCA pone en marcha el proyecto de creación de la Plataforma Regional Amazónica de Pueblos Indígenas apoyada por EUROCLIMA+*. Recuperado de https://www.aecid.es/ES/Paginas/Sala%20de%20Prensa/Noticias/2022/2022_08/09_euroclima_ind%C3%ADgenas.aspx
- Agrosatélite (2019). Soy Moratorium – Monitoring soy crops in the Amazon biome using satellite images (www.agrosatelite.com.br).
- Aguiar, A. P. D., Vieira, I. C. G., Assis, T. O., Dalla-Nora, E. L., Toledo, P. M., Oliveira Santos-Junior, R. A., Batistella, M., Coelho, A. S., Savaget, E. K., Aragao, L. E. O. C., Nobre, C. A., & Ometto, J. P. H. (2016). Land use change emission scenarios: anticipating a forest transition process in the Brazilian Amazon. *Global Change Biology*, 22(5), 1821–1840. <https://doi.org/10.1111/gcb.13134>
- Aguilar-Amuchastegui, N., Riveros, J. C., & Forrest, J. L. (2014). Identifying areas of deforestation risk for REDD+ using a species modeling tool. *Carbon Balance and Management*, 9(1), 10. <https://doi.org/10.1186/s13021-014-0010-5>
- Aldrich, S. P., Simmons, C. S., Arima, E., Walker, R. T., Michelotti, F., & Castro, E. (2020). Agronomic or contentious land change? A longitudinal analysis from the Eastern Brazilian Amazon. *PloS One*, 15(1), e0227378–e0227378. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227378>

Allen, T., Murray, K.A., Zambrana-Torrelio, C. et al. (2017). Global hotspots and correlates of emerging zoonotic diseases. *Nat Commun* 8, 1124 <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00923-8>

Alonso González, P., & Macías Vázquez, A. (2015). An Ontological Turn in the Debate on Buen Vivir – Sumak Kawsay in Ecuador: Ideology, Knowledge, and the Common. *Latin American and Caribbean Ethnic Studies*, 10(3): 315–34.

Álvarez-Berrios, L. & Aide, M. (2015). Global demand for gold is another threat for tropical forests. *Environmental Research Letters*, 10(215), 014006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/1/014006>

Amazon Cooperation Treaty Organization (ACTO). (2021). *Atlas de vulnerabilidad hidroclimática de la Región Amazónica*. Brasil, Brasília, D.F.: 162 p. Disponible en: <http://otca.org/wp-content/uploads/2021/09/Atlas-de-Vulnerabilidad-Hidroclimatica-web.pdf>

Amazonia Security Agenda Project. (2016). *Regional Policy Brief: The Amazon Security Agenda*. Recuperado de <https://globalcanopy.org/wp-content/uploads/2021/01/Regional-Policy-Brief-English-FINAL.pdf>

Ambec, S., Angot, J.L., Chotteau, P., Dabène, O., Guyomard, H., Jean, S. et al., (2020). Dispositions et effets potentiels de la partie commerciale de l'Accord d'Association entre l'Union européenne et le Mercosur en matière de développement durable. *Rapport officiel*. Premier Ministre, France.

Amnesty International (2019). *Fence off and bring cattle: Illegal cattle farming in Brazil's Amazon. Conflict and Environment*. <https://www.amnesty.org/en/latest/news/2019/11/brazil-facts-and-figures-behind-illegal-cattle-farms-fuelling-amazon-rainforest-destruction/>

Amorim, F. F. (2016). Povos indígenas isolados no Brasil e a política indigenista desenvolvida para efetivação de seus direitos avanços, caminhos e ameaças. *Revista Brasileira de Linguística Antropológica*, 8 (2), 19–39. <https://doi.org/10.26512/rbla.v8i2.16298>

Anadón, J. D., Sala, O. E., & Maestre, F. T. (2014). Climate change will increase savannas at the expense of forests and treeless vegetation in tropical and subtropical Americas. *Journal of Ecology*, 102 (6), 1363–1373. <http://doi.org/10.1111/1365-2745.12325>

Anchante, A., Bussalleu, A., Castaño, L. & Valdés-Velásquez, A. (2012). *El cambio climático en los Andes y la Amazonía: preguntas frecuentes*. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales. Lima, Perú. 19 pp.

Anderson, E. P., Encalada, A. C., Maldonado-Ocampo, J. A., McClain, M. E., Ortega, H., & Wilcox, B. P. (2011). Environmental flows: a concept for addressing effects of river alterations and climate change in the Andes. *Climate change and biodiversity in the tropical Andes*, 326-338.

Andreoni, M. (2020). *Los puertos fluviales de la Amazonia se multiplican para el comercio con China*. <https://dialogochino.net/es/sin-categorizar/puertos-fluviales-amazonas-multiplican-comercio-china/>

Angeletto, F. (2012). *Planeta Ciudad: Ecología urbana y planificación de ciudades medias de Brasil* (Universida). Universidad de Madrid.

Angeletto, F., Essy, C., Sanz, J. P. R., Silva, F. F. da, Albertin, R. M., & Santos, J. W. M. C. (2015). Ecología Urbana: la Ciencia Interdisciplinaria del Planeta Ciudad. *Desenvolvimento Em Questão*, 13 (32), 6-20. <https://doi.org/10.21527/2237-6453.2015.32.6-20>

Angerand, S. & Patentreger, B (2020). Mettre fin aux importations de soja issu de la conversion d'écosystèmes naturels d'Amérique du Sud. *Rapport provisoire*. Paris, France: Canopée, Comité Scientifique et Technique (CST) «Forêt».

Anthelme, F., Cauvy-Fraunié, S., Francou, B., Cáceres, B., & Dangles, O. (2021). Living at the edge: increasing stress for plants 2–13 years after the retreat of a tropical glacier. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 24.

Antonaccio, L., Barros, A.C., Bragança, A., & Chiavari, J. (2020). *A importância em aprimorar a definição e a delimitação da Área de Influência de projetos de infraestrutura*. Clim Policy Initiat.

Aragão, L. E. O. C., et al., (2018). 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nat. Commun.* 9, 536.

Aramburu, C., & Bedoya, E. (2003). *Amazonía: Procesos Demográficos y Ambientales*. In *CIES 2003* (libro). Lima. Perú (1st ed.). Consorcio de Investigación Económica y Social (CIES).

Arbusto, M. & Colinvaux, P (1994). Tropical Forest Disturbance: Paleoecological Records from Darien, Panama. *Ecology* 6, 75. <https://www.jstor.org/stable/1939635>

Arce-Peña, N. P., Arroyo-Rodríguez, V., Avila-Cabadilla, L. D., Moreno, C. E., & Andresen, E. (2022). Homogenization of terrestrial mammals in fragmented rainforests: the loss of species turnover and its landscape drivers. *Ecological Applications* 32 (1): e02476. 10.1002/eap.2476

Arcila-Niño, O. (2010). *La Amazonia colombiana urbanizada: un análisis de sus asentamientos humanos*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas- SINCHI. www.sinchi.org.co

Arcila-Niño, O., y Salazar-Cardona, C. A. (2011). La Amazonia colombiana: poblada y urbanizada. *Revista Colombia Amazónica*, 4, 37–55.

Arguedas, S., Vides, R., & Castaño, L. (Eds.). (2015). Lecciones aprendidas y buenas prácticas para la gestión de áreas protegidas amazónicas. IUCN: International Union for Conservation of Nature. Gordon and Betty Moore Foundation, US, IUCN, Regional Office for South America. Quito, Ecuador. 264 pp. Retrieved from <https://policycommons.net/artifacts/1373435/lecciones-aprendidas-y-buenas-practicas-para-la-gestion-de-areas-protegidas-amazonicas/1987662/>

Arias, P.A., Fu, R., Vera, C.S., & Rojas, M. (2015). A correlated shortening of the North and South American monsoon seasons in the past few decades. *Clim. Dynam.* 45 (11), 3183–3203. <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2533-1>

Armenteras, D., Schneider, L., & Dávalos, LM. (2019). Fires in protected areas reveal unforeseen costs of Colombian peace. Brief communication. *Nature ecology & evolution* 3: 20-23.

Armijos, E., Crave, A., Espinoza, J. C., Filizola, N., Espinoza-Villar, R., Ayes, I., ... y Guyot, J. L. (2020). Influencia de la precipitación sobre los flujos de sedimentos en el Amazonas: una síntesis basada en 20 años de monitoreo. *Boletín científico El Niño*, Instituto Geofísico del Perú, 7 (4), 4-11. <http://hdl.handle.net/20.500.12816/4891>

Arroyo, P. (2016). Land rigths, Conservation, and Peace in the Colombian Amazon. *Land Rights and Conservation Issue Brief*. CEESP, IUCN.

Asner, G., Broadbent, E., Oliveira, P., Keller, M., Knapp, D., Silva, J. (2006). Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. *PNAS*, 103, 12947-12950.

Asner, G., Llactayo, W., Tupayachi, R. & Ráez Luna, E. (2013). Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110 (46), 18454-18459. <https://doi.org/10.1073/pnas.1318271110>

ATSDR (1999). *Resumen de Salud Pública Hidrocarburos Totales de Petróleo*. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Disponible en: https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_ph123.pdf

Avdalov, N., Pereira, G., Josupeit, H., de Jesús, R., Mendoza Ramírez, D., Menezes, A.C., Perucho Gómez, E. y Ward, A. 2020. Estimaciones de pérdida de pescado – Brasil, Colombia y Perú. FAO, Circular de Pesca y Acuicultura No. C1198. Roma, FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9525es>

Azevedo-Ramos, C. (2008). Sustainable development and challenging deforestation in the Brazilian Amazon: the good, the bad and the ugly. *Unasylva*, 59. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Balée, W. (2013). *Cultural forests of the Amazon: a historical ecology of people and their landscapes*. University of Alabama Press.

Baptiste, M. P., Castaño, N., Cárdenas, D., Gutiérrez, F. P., Gil, D. L. & Lasso, C. A. (Eds.). (2010). *Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 200 p.

Baptiste, B., Pinedo-Vasquez, M., Gutierrez-Velez, VH., Andrade, GI., Vieira, P., Estupiñán-Suárez, LM. et al., (2017). Greening peace in Colombia. *Nature ecology & evolution* 1.

Baraloto, C. et al. (2012) Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. *J. Appl. Ecol.* 49, 861–870.

Barlow, J., Lees, a.C., Sist, P., Almeida, R., Arantes, C., Armenteras, D., Berenguer, E., Caron, P., Cuesta, F., Doria, C., Ferreira, J., Fleckerc, A., Heilpern, S., Kalamandeen,M., Peña-Claros, M., Piponiot, C., Santos Pompeu, P., Souza, C., Valentim, J. F. (2021). Chapter 27: Conservation measures to counter the main threats to Amazonian biodiversity. In: C. Nobre, A. Encalada, E. Anderson, F. H. Roca Alcazar, M. Bustamante, C. Mena, M. Peña-Claros, G. Poveda, J. P. Rodriguez, S. Saleska, S. Trumbore, A. L. Val, L. Villa Nova, R. Abramovay, A. Alencar, C. Rodríguez Alzza, D. Armenteras, P. Artaxo, S. Athayde, H. T. Barretto Filho, J. Barlow, E. Berenguer, F. Bortolotto, F. A. Costa, M. H. Costa, N. Cuvi, P. M. Fearnside, J. Ferreira, B. M. Flores, S. Friari, L. V. Gatti, J. M. Guayasamin, S. Hecht, M. Hirota, C. Hoorn, C. Josse, D. M. Lapola, C. Larrea, D. M. Larrea-Alcazar, Z. Lehman Ardaya, Y. Malhi, J. A. Marengo, J. Melack, R. M. Moraes, P. Moutinho, M. R. Murmis, E. G. Neves, B. Paez, L. Painter, A. Ramos, M. C. Rosero-Peña, M. Schmink, P. Sist, H. Ter Steege, P. Val, H. van der Voort, M. Varese, G. Zapata-Ríos. (Eds.). (2021). *Amazon Assessment Report*. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Available from <https://www.theamazonwewant.org/spa-reports/>

Barlow, J., Sist, P., Almeida, R., Arantes, C., Armenteras, D., Berenguer, E., Caron, P., Cuesta, F., Doria, C., Ferreira, J., Flecker, A., Heilpern, S., Kalamandeen, M., C. Lees, A., Peña-Claros, M., Piponiot, C., Santos P., P., Souza, C., F. Valentim. J. (2021). Chapter 28: Conservation, Restoration, and Forest Transitions (Opportunities, Strategies and Challenges in Terrestrial and Aquatic systems). In: C. Nobre, A. Encalada, E. Anderson, F. H. Roca Alcazar, M. Bustamante, C. Mena, M. Peña-Claros, G. Poveda, J. P. Rodriguez, S. Saleska, S. Trumbore, A. L. Val, L. Villa Nova, R. Abramovay, A. Alencar, C. Rodríguez Alzza, D. Armenteras, P. Artaxo, S. Athayde, H. T. Barretto Filho, J. Barlow, E. Berenguer, F. Bortolotto, F. A. Costa, M. H. Costa, N. Cuvi, P. M. Fearnside, J. Ferreira, B. M. Flores, S. Friari, L. V. Gatti, J. M. Guayasamin, S. Hecht, M. Hirota, C. Hoorn, C. Josse, D. M. Lapola, C. Larrea, D. M. Larrea-Alcazar, Z. Lehm Ardaya, Y. Malhi, J. A. Marengo, J. Melack, R. M. Moraes, P. Moutinho, M. R. Murmis, E. G. Neves, B. Paez, L. Painter, A. Ramos, M. C. Rosero-Peña, M. Schmink, P. Sist, H. Ter Steege, P. Val, H. van der Voort, M. Varese, G. Zapata-Ríos. (Eds.). (2021). *Amazon Assessment Report*. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Available from <https://www.theamazonwewant.org/spa-reports/>

Barlow, J., Sist, P., Almeida, R., Arantes, C., Berenguer, E., Caron, P., Cuesta, F., Doria, C., Ferreira, J., Flecker, A., Heilpern, S., Kalamandeen, M., C. Lees, A., Piponiot, C., Santos P., P., Souza, C., F. Valentim. J. (2021). Chapter 29: Restoration priorities and benefits within landscapes and catchments and across the Amazon basin. In: C. Nobre, A. Encalada, E. Anderson, F. H. Roca Alcazar, M. Bustamante, C. Mena, M. Peña-Claros, G. Poveda, J. P. Rodriguez, S. Saleska, S. Trumbore, A. L. Val, L. Villa Nova, R. Abramovay, A. Alencar, C. Rodríguez Alzza, D. Armenteras, P. Artaxo, S. Athayde, H. T. Barretto Filho, J. Barlow, E. Berenguer, F. Bortolotto, F. A. Costa, M. H. Costa, N. Cuvi, P. M. Fearnside, J. Ferreira, B. M. Flores, S. Friari, L. V. Gatti, J. M. Guayasamin, S. Hecht, M. Hirota, C. Hoorn, C. Josse, D. M. Lapola, C. Larrea, D. M. Larrea-Alcazar, Z. Lehm Ardaya, Y. Malhi, J. A. Marengo, J. Melack, R. M. Moraes, P. Moutinho, M. R. Murmis, E. G. Neves, B. Paez, L. Painter, A. Ramos, M. C. Rosero-Peña, M. Schmink, P. Sist, H. Ter Steege, P. Val, H. van der Voort, M. Varese, G. Zapata-Ríos. (Eds.). (2021). *Amazon Assessment Report*. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Available from <https://www.theamazonwewant.org/spa-reports/>

Barnett, A.A., McGoogan, K.M., Mendes Pontes, A.R., Guedes Layme, V.M., & Lehman, S.M. (2018) Primates of riverine and gallery forests: a worldwide overview. In: A.A. Barnett, I. Matsuda, K. Nowak (Eds.) *Primates in flooded habitats: ecology and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge pp. 259–262

Basantes-Serrano, R., Rabaté, A., Francou, B., Vincent, C., Maisincho, L., Cáceres, B., Galarraga, R., & Alvarez, D. (2016). Slight mass loss revealed by reanalyzing glacier mass-balance observations on Glaciar Antisana 15a (inner tropics) during the 1995-2012 period. *Journal of Glaciology*, 62 (231). <https://doi.org/10.1017/jog.2016.17>

Bastos Lima, M. G., & Da Costa, K. (2021). QUO VADIS, Brazil? Environmental Malgovernance under Bolsonaro and the Ambiguous Role of the Sustainable Development Goals. *Bulletin of Latin American Research*, blar.13336. <https://doi.org/10.1111/blar.13336>

Bax, V., Francesconi, W., & Quintero, M. (2016). Spatial modeling of deforestation processes in the Central Peruvian Amazon. *Journal for Nature Conservation*, 29, 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2015.12.002>

Bebington, A., Chicchon, A., Cuba, N., et al. (2020). Opinion: Priorities for governing large-scale infrastructure in the tropics. *Proc Natl Acad Sci* 117: 21829–33.

Begotti, R.A., & Peres, C.A. (2020). Rapidly escalating threats to the biodiversity and ethnocultural capital of Brazilian Indigenous Lands. *Land Use Policy*, 96.

Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, 12, 24e27. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>.

Berdugo, M. B., Gradstein, S. R., Guérot, L., León-Yáñez, S., Bendix, J., & Bader, M. Y. (2022). Diversity patterns of epiphytic bryophytes across spatial scales: Species-rich crowns and beta-diverse trunks. *Biotropica*, 00, 1–13. <https://doi.org/10.1111/btp.13113>

Bernardo, B.N., Strassburg, A., Latawiec, E., Barioni, LG., Nobre, CA., Vanderley P., et al., (2014). *Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon*. PNAS 103 (39): 14637-14641.

Berry, A. (2014). Legal, political and economic aspects of the tragedy in rural Colombia in recent decades: hypothesis for analysis. *Estud. Socio-Juríd.* 16(1), 25–41.

Bertzky, M., Ravilious, C., Araujo Navas, A.L., Kapos, V., Carrión, D., Chíu, M., Dickson, B. (2010) *Carbon, biodiversity and ecosystem services: Exploring co-benefits*. Ecuador. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

Betancourt, R. y Simmonds, Ó. (2013). OTCA: El Amazonas en el horizonte de la política exterior colombiana. *Papel Político*. pp. 343-365.

Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U. & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 333–339. <https://doi:10.1016/j.tree.2011.03.023>

Blackman, A., & Veit, P. (2018). Titled Amazon Indigenous Communities Cut Forest Carbon Emissions. *Ecological Economics*, 153, 56–67. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.06.016>

Boulton, CA, Lenton, TM y Boers, N. (2022). Pérdida pronunciada de la resiliencia de la selva amazónica desde principios de la década de 2000. *Nat. Clim. Chang.* 12, 271–278 <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01287-8>

Boulton, C.A., Lenton, T.M. & Boers, N. (2022). Pronounced loss of Amazon rainforest resilience since the early 2000s. *Nat. Clim. Chang.* 12, 271–278. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01287-8>

Bonilla-Bedoya, S., Estrella-Bastidas, A., Molina, J. R., & Herrera, M. Á. (2018). Socioecological system and potential deforestation in Western Amazon Forest landscapes. *Science of The Total Environment*, 644, 1044–1055. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.028>

Botero, R. (2020). Disminuye la velocidad de la deforestación, pero se agota la Reserva Forestal de la Amazonía. *Revista Colombia Amazónica*, 12, 20.

Brondízio, E., Díaz, S., Settele, J., Ngo, H. T., Guèze, M., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bai, X., Geschke, A., Molnár, Z., Niamir, A., Pascual, U., Simcock, A., Jaureguiberry, J. (2019). Chapter 1: Assessing a planet in transformation: Rationale and approach of the IPBES Global Assessment on Biodiversity and Ecosystem Service. In: *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Brondízio, E. S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H. T. (Eds). IPBES Secretariat, Bonn, Germany. 48 p. DOI: 10.5281/zenodo.3831852

Bowen, M. E., McAlpine, C. A., House, A. P. N., & Smith, G. C. (2007). Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. *Biological Conservation*, 140 (3–4), 273–296. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.08.012>

Bravo, A. M. (1989). Colonos, Estado y violencia. *Revista Foro*, May, 58–68.

Brito, J. G., Roque, F. O., Martins, R. T., Nessimian, J. L., Oliveira, V. C., Hughes, R. M. & Hamada, N. (2020). Small forest losses degrade stream macroinvertebrate assemblages in the eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 241, 108263.

Bullock, E. L., Woodcock, C. E., Souza Jr., C., & Olofsson, P. (2020). Satellite-based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon. *Global Change Biology*, 26 (5), 2956–2969. <https://doi.org/10.1111/gcb.15029>

Bustamante, M., Helmer, E. H., Schill, S., Belnap, J., Brown, L. K., Brugnoli, E., Compton, J. E., Coupe, R. H., Hernandez- Blanco, M., Isbell, F., Lockwood, J., Lozoya Ascarate, J. P., McGuire, D., Pauchard, A., Pichs-Madruga, R., Rodrigues, R. R., Sanchez- Azofeifa, G. A., Soutullo, A., Suarez, A., Troutt, E., and Thompson, L. (2018) Chapter 4: Direct and indirect drivers of change in biodiversity and nature's contributions to people. In IPBES: *The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas*. J. Rice, C.S. Seixas, M.E. Zaccagnini, M. Bedoya-Gaitan, & N. Valderrama. (Eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, pp. 295-435.

Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., Baillie, J. E. M., & Bomhard, B. (2010). *Global Biodiversity: Indicators of Science*, 328(May), 1164–1169. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>

Butt, E.W., Conibear, L., Knot, C. y Spracklen, D.V. (2021). Grandes impactos en la calidad del aire y la salud pública debido a los incendios de la deforestación amazónica en 2019. *GeoSalud*, 5 , e2021GH000429. <https://doi.org/10.1029/2021GH000429>

Butt, E. W., Conibear, L., Knot, C., & Spracklen, D. V. (2021). Large air quality and public health impacts due to Amazonian deforestation fires in 2019. *GeoHealth*, 5, e2021GH000429. <https://doi.org/10.1029/2021GH000429>

Buytaert, W., Cuesta-Camacho, F., & Tobón, C. (2011). Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. *Global Ecology and Biogeography*, 20 (1), 19-33.

Cabrera-Barona, P. (2012). *Modelamiento geoestadístico de cambio futuro de cobertura de suelo como apoyo a los planes de ordenamiento territorial en la Amazonía del Ecuador*. Unigis en América Latina / Universidad San Francisco de Quito. Diego de Robles y Avenida Interoceánica. Cumbayá. Quito. Ecuador.

Cabrera-Barona, P. F., Bayón, M., Durán, G., Bonilla, A., & Mejía, V. (2020). *Generating and Mapping Amazonian Urban Regions Using a Geospatial Approach*. ISPRS International Journal of GeoInformation, 9 (7), 453.

Caicedo-Portilla, J.R., (2019). Presencia de Hemidactylus frenatus y Hemidactylus mabouia (Squamata: Gekkonidae) en Leticia, Amazonía colombiana. *Biota Colombiana*, 20 (2), 120–127. <https://doi.org/10.21068/c2019.v20n02a09>.

Caicedo-Portilla, J.R., & Dulcey-Cala, C. J., (2011). Distribución del gecko introducido Hemidactylus frenatus (Duméril y Bibron, 1836) (Squamata: Gekkonidae) en Colombia. *Biota Colombiana*, 12 (2), 45-56.

Caicedo-Portilla, J.R. & Gutiérrez-Lamus, D. L. (2020). New distributional records for Gonatodes albogularis (Squamata: Sphaerodactylidae) from eastern Colombia. *Biota colombiana*, 21 (2), 101-107. <https://doi.org/10.21068/c2020.v21n02a07>

Calixto, I. S. (2019). Cambios de uso de suelo y ecología vial en la Amazonía Peruana: una revisión crítica. *Tesis para obtener el título profesional de Ingeniera Civil*. Pontificia Universidad Católica del Perú. Lima. 128p.

Canevari, P., Blanco, D. E. y Bucher, E. H. (1999). Los beneficios de los humedales de la Argentina. Amenazas y propuestas de soluciones. *Wetlands International*, Buenos Aires, Argentina, 64 pp.

Capparelli, M. V. (2022). Human health risk assessment of metals and metalloids in mining areas of the Northeast Andean foothills of the Ecuadorian Amazon. *Integrated Environmental Assessment and Management*. <https://doi.org/10.1002/ieam.4698>

Capparelli, M.V., Cabrera, M., Rico, A., Lucas-Solis, O., Alvear-S, D., Vasco, S., Galarza, E., Shigangango, L., Pinos-Vélez, V., Pérez-González, A., Espinosa, R., & M. Moulatlet, G. (2021). An integrative approach to assess the environmental impacts of gold mining contamination in the Amazon. *Toxics*, 9 (7), 149. <https://doi.org/10.3390/toxics9070149>

Capparelli, M.V., Cipriani-Avila, I., Jara-Negrete, E., Acosta-López, S., Acosta, B., Pérez-González, A., Molinero, J. & Pinos-Vélez, V. Emerging Contaminants in the Northeast Andean Foothills of Amazonia: The Case of Study of the City of Tena, Napo, Ecuador. *Bull Environ Contam Toxicol* 107, 2–10 (2021). <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03275-8>

Capparelli, M. V., Moulatlet, G. M., Abessa, D. M., Lucas-Solis, O., Rosero, B., Galarza, E., Tuba, D., Carpintero, N., Ochoa-Herrera, V., & Cipriani-Avila, I. (2020). An integrative approach to identify the impacts of multiple metal contamination sources on the eastern Andean foothills of the Ecuadorian Amazonia. *Science of The Total Environment*, 709, 136088. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136088>

Capriles, C. (2012). La marcha del TIPNIS y sus efectos para la conservación de su riqueza biológica. En: Fundación Tierra, Marcha indígena por el TIPNIS. *La Lucha en defensa de los territorios*. La Paz, Bolivia. 300 p. <http://www.ftierra.org/index.php/publicacion/libro/56-marcha-indigena-por-el-tipnis-la-lucha-en-defensa-de-los-territorios>

Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., MacE, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486 (7401), 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>

Cardoso, J. & Pereira, R. (2020). Grandes projetos de infraestructura na Amazônia: imaginário colonialidade e resistências. Rev. NERA. 23 (51), 89-116, <https://doi.org/10.47946/rnera.v0i51.6150>

Carneiro Filho, A., Bombo Perozzi Gameiro, M., Amiel, F. & Laurans, Y. (2020). *Déforestation associée à l'importation de soja sur les marchés français et européen*. Etat des lieux. Paris, France: Canopée et IDDRI, Comité Scientifique et Technique (CST) «Forêt».

Carvajal-Vallejos F.M., Macnaughton A., Navia J., Carolsfeld J., Salas Peredo R., Trujillo S., Van Damme P.A. (2018). Lineamientos y recomendaciones para el manejo y aprovechamiento del paiche (*Arapaima gigas*) en la Amazonía boliviana. *Peces para la Vida*; Editorial INIA, Cochabamba, Bolivia. 47 pp.

Carvajal-Vallejos, F., Salas, R., Navia, J., Carolsfeld, J., Moreno, F., Van Damme, PA. (Editores) (2017) *Bases técnicas para el manejo y aprovechamiento del paiche (Arapaima gigas) en la cuenca amazónica boliviana*. INIAF-IDRC-Editorial INIA, Bolivia, 508 p.

Casavecchia C. (Editora). (2014). “*Amazonía más allá de las fronteras: lecciones aprendidas en áreas protegidas*”. Oficina Regional para América del Sur. UICN, Quito, Ecuador. 21 p.

Castelli, G., Foderi, C., Guzman, B., Ossoli, L., Kempff, Y., Bresci, E., & Salbitano, F. (2017). Planting Waterscapes: Green Infrastructures, Landscape and Hydrological Modeling for the Future of Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. *Forests*, 8(11), 437. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/f8110437>

Catastro Minero (2021). Agencia Nacional de Minería. <http://www.cmc.gov.co:8080/CmcFrontEnd/consulta/index.cmc>

Caughley, G. (1994). Directions in Conservation Biology. *The Journal of Animal Ecology*, 63, 215–244. <https://doi.org/10.2307/5542>

Cauthin, M. (2022). ¿Una carretera ilegal atravesará la Amazonía boliviana? Fundación Solon. <https://fundacionsolon.org/2022/07/08/una-carretera-ilegal-atravesara-la-amazonia-boliviana/>

Cauvy-Fraunié, S., Andino, P., Espinosa, R., Calvez, R., Jacobsen, D., & Dangles, O. (2016). Ecological responses to experimental glacier-runoff reduction in alpine rivers. *Nature Communications*, 7 (1), 1-7.

CDB (2020). *La Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica*. Página consultada el 10 de septiembre del 2022. <https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-es.pdf>.

Ceballos, G., Ehrlich, P. R., & Dirzo, R. (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114, 1-8. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114>

Cepal y Patrimonio Natural (2013). *Amazonia posible y sostenible*. Bogotá: Cepal y Patrimonio Natural. 256 p.

Chapin, F. S., Sala, O. E., Burke, I. C., Grime, J. P., Hooper, D. U., Lauenroth, W. K., Lombard, A., Mooney, H. A., Mosier, A. R., Naeem, S., Pacala, S. W., Roy, J., Steffen, W. L., & Tilman, D. (2000). Ecosystem Consequences of Changing Biodiversity. *BioScience*, 48(1), 45-52. <https://doi.org/10.2307/1313227>

Charity, S., Dudley, N., Oliveira, D. y Stolton, S. (Eds.). (2016). *Amazonía Viva - Informe 2016: Un enfoque regional para la conservación en la Amazonía*. Iniciativa Amazonía Viva de WWF, Brasilia y Quito. 113 p.

Chaves, W.A., Valle, D., Santos, A., Morcatty, T., Wilcove, D. (2020). Impacts of rural to urban migration, urbanization, and generational change on consumption of wild animals in the Amazon. *Conservation Biology*. 10.1111/cobi.13663.

Chaves, W.A., Valle, D., Tavares, A.S., Morcatty, T.Q., & Wilcove, D.S. (2021), Impacts of rural to urban migration, urbanization, and generational change on consumption of wild animals in the Amazon. *Conservation Biology*, 35: 1186-1197. <https://doi.org/10.1111/cobi.13663>

Chazdon, R. (2003) Tropical Forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, Volume 6, Issues 1-2. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pij/S1433831904700670#!>

Chepstow-Lusty, A., Bush, M. B., Frogley, M. R., Baker, P. A., Fritz, S. C., & Aronson, J. (2005). Vegetation and climate change on the Bolivian Altiplano between 108,000 and 18,000 yr ago. *Quaternary Research*, 63 (1), 90-98.

Chiavari J., Antonaccio, L., & Cozendey, G. (2020). *Regulatory and Governance Analysis of the Life Cycle of Transportation Infrastructure Projects in the Amazon*. Clim Policy Initiat.

CINCIA (2019). Serie de resúmenes de investigación: Reforestación y restauración de paisajes amazónicos degradados por minería: análisis de especies y enmiendas. *Resumen de Investigación N° 4*. Disponible en: <http://cincia.wfu.edu>.

Clay, J.W., Sampaio, P. de T.B., & Clement, C.R. (1999). *Biodiversidade amazônica: exemplos e estratégias de utilização*. SEBRAE/AM.

Clement, C.R., Denevan, W.M., Heckenberger, M.J., et al., (2015). The domestication of Amazonia before European conquest. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 282 (1812): 32- 40.

Clerici, N., Salazar, C., Pardo-Díaz, C., Jiggins, C.D., Richardson, J.E., & Linares M. (2019). Peace in Colombia is a critical moment for Neotropical connectivity and conservation: Save the northern Andes–Amazon biodiversity bridge. *Conservation Letters*, 12. <https://doi.org/10.1111/conl.12594>

Clerici, N., Armenteras, D., Kareiva, P., Botero, R., Ramírez-Delgado, JP., Forero-Medina, G., et al., (2020). Deforestation in Colombian protected areas increased during post-conflict periods. *Scientific reports*, 10.

COICA (2005). *Agenda Indígena Amazónica: volviendo a la maloca [Amazonian Indigenous agenda: returning to the maloca]*. Coica, Quito.

COICA (2021). Amazonia por la vida: Protejamos 80% al 2025. *Moción 129*. <https://80x25.coicamazonia.org/resolucion-129/>

Cole, L., Bhagwat, S. & Willis, K. (2014) Recovery and resilience of tropical forests after disturbance. *Nat Commun* 5, 3906. <https://doi.org/10.1038/ncomms4906>

Colque, G. (2017). *TIPNIS bajo asedio*. Fundación Tierra. <http://www.ftierra.org/index.php/component/attachments/download/157>

Conn, D. B. (2014). Aquatic invasive species and emerging infectious disease threats: A One Health perspective. *Aquatic Invasions*, 9:383–390. <https://doi.org/10.3391/ai.2014.9.3.12>

Cooper, C. B., Hochachka, W. M. & Dhondt, A.A. (2007). Contrasting natural experiments confirm competition between house finches and house sparrows. *Ecology*, 88, 864e870. <https://doi.org/10.1890/06-0855>.

Concertação pela Amazônia (2021). Grupo de Bioeconomia da Concertação pela Amazônia. *O valor da diversidade para a bioeconomia*. Available at: <https://pagina22.com.br/uma-concertacao-pela-amazonia>

Consejo Suramericano de Infraestructura y Planeamiento - COSIPLAN (2013). *Cartera de Proyectos 2013*. Consejo Suramericano de Infraestructura y Planeamiento. UNASUR COSIPLAN. 251 p. Disponible en: <https://www.iirsa.org/Document/Detail?Id=3716>

Consejo Suramericano de Infraestructura y Planeamiento - COSIPLAN (2022). *Sistema de Información de Proyectos*. Página consultada el 11 de septiembre de 2022. <http://www.cosiplan.org/proyectos/Proyectos.aspx?Basica=1>

Corporación Andina de Fomento - CAF (2016). *Hidrovías para el desarrollo y la integración sudamericana*. Página consultada el 9 de setiembre de 2022. <https://scioteca.caf.com/bitstream/handle/123456789/919/CAF-Hidrovias.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Corporación Andina de Fomento - CAF (2019). *El proyecto de innovación social Napo acerca las telecomunicaciones a la Amazonía peruana*. Disponible en: <https://www.caf.com/es/actualidad/noticias/2019/08/proyecto-de-innovacion-social-napo-acerca-las-telecomunicaciones-a-la-amazonia-peruana/>

Cox, P. M., Betts, R. A., Collins, M., Harris, P. P., Huntingford, C., & Jones, C. D. (2004). Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theoretical and Applied Climatology*, 78 (1-3), 137–156. <http://doi.org/10.1007/s00704-004-0049-4>

Cragg, G. & Newman, D. (2005). Biodiversity: A continuing source of novel drug leads. *Pure and Applied Chemistry*, 77 (1), 7-24. <https://doi.org/10.1351/pac200577010007>

Cremmers, K., Laurans, Y. & Voituriez, T. (2021). *The Future of EU Free Trade Agreements: European dialogue in light of the EU-Mercosur Association Agreement. Study*. Paris, France: IDDRI.

Cronkleton, P., y Albornoz, M. A. (2009). *Acción colectiva y mercados alternativos para la castaña: Análisis comparativo de tres cooperativas en el norte amazónico de Bolivia*. CIFOR-CEDLA: La Paz, Bolivia. 70 p

Crowl, T. A., Crist, T. O., Parmenter, R. R., Belovsky G. & Lugo A. E. (2008). The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 6, 238–246. <https://doi.org/10.1890/070151>

Cruz M., P., Bodnar, Z. & Staffen, M.R. (2020). *Amazon in flames: for a multilevel environmental transnational governance*. *Sostenibilidad: económica, social y ambiental*, 2, 67-77. <https://doi.org/10.14198/Sostenibilidad2020.2.05>

Cruz P. M., Bodnar, Z. & Staffen, M.R. (2020). *Amazon in flames: for a multilevel environmental transnational governance*. *Sostenibilidad: económica, social y ambiental*, 2, 67-77. <https://doi.org/10.14198/Sostenibilidad2020.2.05>

Cuesta, F., Llambí, L. D., Huggel, C., Drenkhan, F., Gosling, W. D., Muriel, P., ... & Tovar, C. (2019). New land in the Neotropics: a review of biotic community, ecosystem, and landscape transformations in the face of climate and glacier change. *Regional Environmental Change*, 19 (6), 1623-1642.

Cueva Márquez, J. (2016). *Así operan los grupos armados y el narcotráfico en el Amazonas. Las Dos Orillas*. Página consultada el 10 de septiembre de 2022. <https://www.las2orillas.co/asi-operan-los-grupos-armados-y-el-narcotrafico-en-el-amazonas/>

D'angioletta, A. B., Santos Alves, D., Sodré, D., Leite, L., Phalan, B., Sousa Nascimento, L. R., & Diele-Viegas, L. M.. (2021). *New occurrence records of Lepidodactylus lugubris (Duméril & Bibron, 1836) (Squamata: Gekkonidae) for the amazon and atlantic forest in Brazil*. *Cuadernos de Herpetología*, 35(1), 189–194.

da Costa Doria, C. R. d. C., Agudelo, E., Akama, A., Barros, B., Bonfim, M., Carneiro, L., Briglia-Ferreira, S. R., Nobre Carvalho, L., Bonilla-Castillo, C. A., Charvet, P., dos Santos Catâneo, D. T. B., da Silva, H. P., Garcia-Dávila, C. R., dos Anjos, H. D. B., Duponchelle, F., Encalada, A., Fernandes, I., Florentino, A. C., Guarido, P. C. P., de Oliveira Guedes, T. L., Jimenez-Segura, L., Lasso-Alcalá, O. M., Macean M. R., Marques, E. E., Mendes-Júnior, R. N. G., Miranda-Chumacero, G., Nunes. J. L. S, Occhi, T. V. T., Pereira, L. S., Castro-Pulido, W., Soares, L., Sousa, R. G. C., Torrente-Vilara, G., Van Damme, P. A., Zuanon, J., & Vitule, J. R. S. (2021). The Silent Threat of Non-native Fish in the Amazon: ANNF Database and Review. *Frontiers and Ecology and Evolution*, 9, 646702. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.646702>

Damaso, W., y Ramírez, H. A. (2010). *Flora vascular y vegetación del humedal de Santa Rosa*. 6

DANE (2018). *DANE*. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/censo-nacional-de-poblacion-y-vivenda-2018>

Damonte-Valencia, G.H. (2015). Redefiniendo territorios hidrosociales: control hídrico en el valle de Ica, Perú (1993-2013). *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 12 (76): 109-133. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.cdr12-76.rthc>

Daszak, P. (2000). Emerging Infectious Diseases of Wildlife—Threats to biodiversity and human health. *Science*, 287, 443–449. <https://doi.org/10.1126/science.287.5452.443> datacatalog.worldbank.org

Datos Abiertos - Instituto SINCHI (2020). Sinchi. <https://datos.siatac.co/datasets/coberturas-de-la-tierra-por-región-histórico-escala-1100-000/explore?location=0.357762%2C-72.258900%2C7.00&showTable=true>

Dávalos, L. (2001). The San Lucas mountain range in Colombia: how much conservation is owed to the violence? *Biodivers. Conserv.* 10, 69–78

Dávalos, L. M., Holmes, J. S., Rodríguez, N., & Armenteras, D. (2014). Demand for beef is unrelated to pasture expansion in northwestern Amazonia. *Biological Conservation*, 170, 64–73. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.018>

Davidson, E. A., de Araujo, A. C., Artaxo, P., Balch, J. K., Brown, I. F., C. Bustamante, M. M., Coe, M. T., DeFries, R. S., Keller, M., Longo, M., Munger, J. W., Schroeder, W., Soares-Filho, B. S., Souza, C. M., & Wofsy, S. C. (2012). The Amazon basin in transition. *Nature*, 481 (7381), 321–328. <https://doi.org/10.1038/nature10717>

de Bolivia, E. P. (1996). *Ley del Servicio Nacional de Reforma Agraria [INRA]*. Ley No. 1715, 18. octubre 1996.

de Carvalho, R.M., & Szlafsztein, C.F. (2019) Urban vegetation loss and ecosystem services: The influence on climate regulation and noise and air pollution. *Environmental Pollution*, 2019, Vol. 245. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.114>

de Magalhães, N., Evangelista, H., Condom, T., et al., (2019) Amazonian Biomass Burning Enhances Tropical Andean Glaciers Melting. *Sci Rep* 9, 16914 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-53284-1>

de Melo, M. G., da Silva, B. A., de Souza Costa, G., da Silva Neto, J. C. A., Soares, P. K., Val, A. L., da Silva, J., Ferreira H. H., & Bataglion, G. A. (2019). Sewage contamination of Amazon streams crossing Manaus (Brazil) by sterol biomarkers. *Environmental Pollution*, 244, 818-826. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.055>.

de Oliveira A.C., Soccoll, V.T., & Rogez, H. (2019). Prevention methods of foodborne Chagas disease: Disinfection, heat treatment and quality control by RT-PCR. *Int J of food microbiology* 301: 34-40.

de Vitta, A. (2018). *Las Rutas del Narcotráfico en la Amazonía*. Grupo R Multimedio. Página consultada el 10 de septiembre de 2022. <https://www.grupormultimedio.com/las-rutas-del-narcotrafico-en-la-amazonia-id677339/>

Defensoría del Pueblo (2018). *El largo camino hacia la titulación de las comunidades campesinas y nativas*. Página consultada el 9 de setiembre de 2022. <https://www.defensoria.gob.pe/informes/informe-de-adjuntia-no-002-2018-amasppi-ppi-2/>

del Cairo, C., & Montenegro-Perini, I. (2015). Espacios, campesinos y subjetividades ambientales en el Guaviare. *Memoria y Sociedad*, 19 (39), 49. <https://doi.org/10.11144/javeriana.mys19-39.ecsa>

Derecho, Ambiente y Recursos Naturales (DAR) (2020). *Hidrovía Amazónica: ¿Buen negocio para el Perú?* Página consultada el 9 de setiembre de 2022. <https://dar.org.pe/wp-content/uploads/2020/10/chidrovia2020.pdf>

Descola, P. (1986). *La selva oculta*. Abya Yala, Quito.

Dias-Filho, M.B. & de Andrade, C.M.S. (2006). Pastagens no tropico umido. *Documentos 241*. Embrapa Amazonia Oriental, Belém, Brasil

Didham, R. K., Kapos, V., & Ewers, R. M. (2012). Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. *Oikos*, 121, 161–170. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.20273.x>

Díez, A. (2017). Situación actual de los Pueblos Indígenas en Aislamiento Voluntario en Bolivia: Caso Tacana II. reunión de trabajo de las “*Normas de derecho internacional humanitario sobre los derechos de los pueblos indígenas en aislamiento voluntario y en contacto inicial en la Amazonía y el Gran Chaco: revisión y propuestas para la acción*”. FOBOMADE. <http://fobomade.org.bo/2017/08/02/situacion-actual-de-los-pueblos-indigenas-en-aislamiento-voluntario-en-bolivia-caso-tacana-ii/>

Dinerstein, E. et al., (2019) A global deal for nature: guiding principles, milestones, and targets. *Sci. Adv.* 5 eaaw2869

Ding, H., Veit, P., Gray, E., Reytar, K., Altamirano, J.C., & Blackman, A. (2016). *Climate benefits, tenure costs. The Economic Case for Securing Indigenous Land Rigths in the Amazon*. World Resources Institute.

Dirzo, R., & Garcia, M. C. (1992). *Rates of Deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in Southeast Mexico*. 6(1), 84–90. <http://www.jstor.org/stable/2385853>

Döll, P. et al., (2018) Risks for the global freshwater system at 1.5°C and 2°C global warming. *Environmental Research Letters*, 13 (4), 044038. doi:10.1088/1748-9326/aab792.

Doria, C., Duponchelle, F., Lima, M.A., Garcia, A., Carvajal-Vallejos, F., Coca Méndez, C., Fabiano Catarino, M., de Carvalho Freitas, C. E., Vega, B., Miranda-Chumacero, G. & Van Damme, P.A. (2018) *Review of Fisheries Resource Use and Status in the Madeira River Basin (Brazil, Bolivia, and Peru) Before Hydroelectric Dam Completion*, *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 26:4, 494-514, DOI: 10.1080/23308249.2018.1463511

Doria, C. R. d. C., Agudelo, E., Akama, A., Barros, B., Bonfim, M., Carneiro, L., Briglia-Ferreira, S. R., Nobre Carvalho, L., Bonilla-Castillo, C. A., Charvet, P., dos Santos Catâneo, D. T. B., da Silva, H. P., Garcia-Dávila, C. R., dos Anjos, H. D. B., Duponchelle, F., Encalada, A., Fernandes, I., Florentino, A. C., Guarido, P. C. P., de Oliveira Guedes, T. L., Jimenez-Segura, L., Lasso-Alcalá, O. M., Macean M. R., Marques, E. E., Mendes-Júnior, R. N. G., Miranda-Chumacero, G., Nunes. J. L. S, Occhi, T. V. T., Pereira, L. S., Castro-Pulido, W., Soares, L., Sousa, R. G. C., Torrente-Vilara, G., Van Damme, P. A., Zuanon, J. & Vitule, J. R. S. (2021). The Silent Threat of Non-native Fish in the Amazon: ANNF Database and Review. *Frontiers and Ecology and Evolution*, 9, 646702. <https://doi.org/10.3389/fenvo.2021.646702>

dos Santos, T. V. (2020). Urban Expansion and Green Urbanism in an Amazonian Metropolis: The Production of Urbanized Nature in the Metropolitan Region of Belem. *Current Urban Studies*, 8, 623-644. <https://doi.org/10.4236/cus.2020.84034>

Duffy, J. E., Naeem, S., Chazdon, R., Duffy, J. E., & Prager, C. (2016). *Biodiversity and human well-being: An essential link for sustainable development* *Biodiversity and human well-being: an essential link for sustainable development*. December. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.2091>

Dugan, P.J. (Ed.) (1992). *Conservación de humedales. Un análisis de temas de actualidad y acciones necesarias*. IUCN. Gland, Suiza.

Durán, G., Bayón Jiménez, M., & Bonilla, A. (2020). Habitar ante a cotidianidade da poluição da água: respostas às atividades extrativas nas periferias urbanas do Equador. Antipoda. *Revista de Antropología y Arqueología*, (39), 17-39.

Dussaillant, I., Berthier, E., Brun, F., Masiokas, M. H., Hugonet, R., Favier, V., ... & Ruiz, L. E. (2020). Author Correction: Two decades of glacier mass loss along the Andes. *Nature Geoscience*, (2019), 12, 10,(802-808), 10.1038/s41561-019-0432-5

Egeland, G. M., & Harrison, G. G. (2013). Health disparities: promoting Indigenous Peoples' health through traditional food systems and self-determination. *Indigenous Peoples' Food Systems & Well-Being: Interventions & Policies for Healthy Communities*, 9–22. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/018/i3144e/i3144e.pdf>

El Bizri, H. R., Morcatty, T. Q., Valsecchi, J., Mayor, P., Ribeiro, J. E. S., Vasconcelos Neto, C.F.A., Oliveira, J.S., Furtado, K.M., Ferreira, U.C., Miranda, C. F. S., Silva, C. H., Lopes, V. L., Lopes, G. P., Florindo, C. C. F., Chagas, R. C., Nijman, V. & Fa, J. E. (2020). Urban wild meat consumption and trade in central Amazonia. *Conservation Biology*, 34(2), 438–448.

Ellis, E. C. (2015). Ecology in an anthropogenic biosphere. *Ecological Monographs*, 85(3), 287–331. <https://doi.org/10.1890/14-2274.1>

Ellis, E. C., Goldewijk, K. K., Siebert, S., Lightman, D., & Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, 19(5), 589–606. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>

Edwards, D.P. et al., (2011). Degraded lands worth protecting: the biological importance of Southeast Asia's repeatedly logged forests. *Proc. R. Soc. B*, 278, 82–90.

Edwards, D. P., Tobias, J. A., Sheil, D., Meijaard, E. & Laurance, W. F. (2014). Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 29, 511–520

Embrapa & INPE (2013). *Levantamento de informacoes de uso e cobertura da terra na Amazonia – 2010*. Available from: http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/sumario_terraclass_2010.pdf.

Environmental Investigation Agency (2019). *Condenando el Bosque. Ilegalidad y falta de gobernanza en la Amazonía Colombiana*. 63. P. <https://www.condenandoelbosque.org/>

Ernst, R. et al., (2006) Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biol. Conserv.* 133, 143–155

Espinosa, R., Andino, P., Cauvy-Fraunié, S., Dangles, O., Jacobsen, D., & Crespo-Pérez, V. (2020). Diversity patterns of aquatic macroinvertebrates in a tropical high-Andean catchment. *Revista de Biología Tropical*, 68, 29–53.

Espinoza, J.C., Guyot, J.L., Ronchail, J., Cochonneau, G., Filizola, N., Fraizy, P., Labat, D., de Oliveira, E., Ordonez, J. & Vauchel, J. (2009). Contrasting regional discharge evolutions in the Amazon basin (1974–2004). *J. Hydrol.* 375 (3–4): 297–311. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.03.004>

Espinoza, J.C., Sörensson, A., J., Molina-Carpio, J., Segura, H., Gutierrez-Cori, O., Ruscica, R., Condom, T., & Wongchuig-Correa, S. (2019). Regional hydro-climatic changes in the southern Amazon Basin (upper Madeira Basin) during the 1982–2017 period. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 26, 10063. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100637>

Espinoza, J. C., Garreaud, R., Poveda, G., Arias, P. A., Molina-Carpio, J., Masiokas, M., Viale, M., & Scaff, L. (2020). Hydroclimate of the Andes Part I: Main Climatic Features. *Frontiers in Earth Science*, 8, 64. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.00064>

Espinoza, J.C., Marengo, J.A., Schongart, J. & Jimenez, J.C. (2022). The new historical flood of 2021 in the Amazon River compared to major floods of the 21st century: Atmospheric features in the context of the intensification of floods. *Weather and Climate Extremes*. 35, 100406. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2021.100406>.

Espinoza, J.C., Arias, P.A., Moron, V., Junquas, C., Segura, H., Sierra-Perez, J.P., Wongchuig, S., Condom, T. (2021). *Recent changes in the atmospheric circulation patterns during the dry-to-wet transition season in south tropical South America (1979-2020): impacts on precipitation and fire season*. *J. Clim.* <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-21-0303.1>

Etter, A., Mcalpine, C., Phinn, S., Pullar, D., & Possingham, H. (2006). Characterizing a tropical deforestation wave: A dynamic spatial analysis of a deforestation hotspot in the Colombian Amazon. *Global Change Biology*, 12(8), 1409–1420. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01168.x>

Etter, A., McAlpine, C., Phinn, S., Pullar, D., & Possingham, H. (2006). Unplanned land clearing of Colombian rainforests: Spreading like disease? *Landscape and Urban Planning*, 77(3), 240–254. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.03.002>

Etter, A., McAlpine, C., & Possingham, H. (2008). Historical Patterns and Drivers of Landscape Change in Colombia Since 1500: A Regionalized Spatial Approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 91(1), 2–23. <https://doi.org/10.1080/00045600701733911>

European Commission (2023). *Green Deal: New law to fight global deforestation and forest degradation driven by EU production and consumption enters into force*. Recuperado de https://environment.ec.europa.eu/news/green-deal-new-law-fight-global-deforestation-and-forest-degradation-driven-eu-production-and-2023-06-29_en

European Commission (2021). On the making available on the Union market as well as export from the Union of certain commodities and products associated with deforestation and forest degradation and repealing Regulation (EU) No 995/2010. *Proposal for a regulation of the european parliament and of the council*. https://ec.europa.eu/environment/publications/proposal-regulation-deforestation-free-products_en

European Commission (2019). EU-Mercosur Trade Agreement. Trade and sustainable development. *Mercosur factsheets*. <https://trade.ec.europa.eu/doclib/press/index.cfm?id=2038>

European Commission (2013). *The Impact of EU Consumption on Deforestation: Comprehensive Analysis of the Impact of EU Consumption on Deforestation*. Technical report 063. Brussels, Belgium: European Commission – DG ENV

Evans, M. C., Watson, J. E. M., Fuller, R. A., Venter, O., Bennett, S. C., Marsack, P. R. & Possingham H. P. (2011). The spatial distribution of threats to species in Australia. *Bioscience*, 61, 281–289.

FAO (2022). *El estado de los bosques del mundo 2022. Vías forestales hacia la recuperación verde y la creación de economías inclusivas, resilientes y sostenibles*. Roma, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb9360es>

Farhan Ferrari, M., de Jong, C., & Belohrad, V. S. (2015). Community-based monitoring and information systems (CBMIS) in the context of the Convention on Biological Diversity (CBD). *Biodiversity* 1–12. doi:10.1080/14888386.2015.1074111

Favier, V., Wagnon, P., Chazarin, J. P., Maisincho, L., & Coudrain, A. (2004). One-year measurements of surface heat budget on the ablation zone of Antizana Glacier 15, Ecuadorian Andes. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 109(18), 1–15. <https://doi.org/10.1029/2003JD004359>

FEDEGAN (2019). *Inventario Ganadero*. Federación Colombiana de Ganaderos. <https://www.fedegan.org.co/estadisticas/inventario-ganadero>

Fearnside, P. M. (2005). Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conservation Biology*, 19(3), 680–688. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x>

Fekadu, S., Alemayehu, E., Dewil, R., Van der Bruggen, B., 2019. Pharmaceuticals in freshwater aquatic environments: A comparison of the African and European challenge. *Sci. Total Environ.* 654, 324–337

Feng, X., Merow, C., Liu, Z. et al. How deregulation, drought and increasing fire impact Amazonian biodiversity. *Nature* 597, 516–521 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03876-7>

Fernández-Lamazares, A., Helle, J., Eklund, J., Balmford, A., Moraes, M., Reyes-García, V. & Cabeza, M. (2018). New law puts Bolivian biodiversity hotspot on road to deforestation. *Current Biology* 28 (15–16). <https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.11.013>

Ferrante, L., & Fearnside, P. M. (2019). Brazil's new president and 'ruralists' threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. *Environmental Conservation*, 46(4), 261–263. <https://doi.org/10.1017/S0376892919000213>

Ferreira, L. & Prance, G. (1999) Ecosystem recovery in terra firme forests after cutting and burning: a comparison on species richness, floristic composition and forest structure in the Jaú National Park, Amazonia, *Botanical Journal of the Linnean Society*, Volume 130, Issue 2, Pages 97–110. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.1999.tb00514.x>

Ferro, J. G., Uribe, G., Osorio, F. E., & Castillo, O. L. (1999). *Jóvenes, coca y amapola: Un estudio sobre las transformaciones socioculturales en zonas de cultivos ilícitos*. (Primera). Pontificia Universidad Javeriana.

Finer, M., Jenkins, C.N., Pimm, S.L. & Keane, B., Ross, C. (2008) Oil and Gas Projects in the Western Amazon: Threats to Wilderness, Biodiversity, and Indigenous Peoples. *PLoS ONE* 3(8): e2932. doi:10.1371/journal.pone.0002932

Flores, B. M., & Holmgren, M. (2021). Why forest fails to recover after repeated wildfires in Amazonian floodplains? Experimental evidence on tree recruitment limitation. *Journal of Ecology*, 109, 3473– 3486. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13769>

Forest Peoples Programme, Foro Internacional Indígena sobre Biodiversidad, Centros de Distinción sobre Conocimiento Indígena y Local, Red de Biodiversidad de Mujeres Indígenas, Foro Internacional Indígena sobre Biodiversidad y Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2020). *Las Perspectivas Locales sobre la Diversidad Biológica 2 - Las contribuciones de los pueblos indígenas y las comunidades locales a la implementación del Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y a la renovación de la naturaleza y las culturas*. Un complemento de la quinta edición de la Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica. Forest Peoples Programme, Moreton-in-Marsh, Inglaterra: Disponible en: <https://localbiodiversityoutlooks.net/>.

Forsberg, B.R., Melack, J.M., Dunne, T., Barthem, R.B., Goulding, M., et al. (2017) The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PLoS ONE* 12(8): e0182254. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182254>

Francou, B., & Vincent, C. (2015). *Quoi de neuf sur la planète blanche?* Glénat (Ed.) Glénat.

Francou, B., Vuille, M., Favier, V., & Cáceres, B. (2004). New evidence for an ENSO impact on low-latitude glaciers: Antizana 15, Andes of Ecuador, 0°28'S. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 109(18), 11–13. <https://doi.org/10.1029/2003JD004484>

Fraser, B. (2016). Oil in the forest. *Science*, 353(6300), 641-643.

Funatsu, B.M., Le Roux, R., Arvor, D., Espinoza, J.C., Claud, C., Ronchail, J., Michot, V. & Dubreuil, V. (2021). Assessing precipitation extremes (1981-2018) and deep convective activity (2002-2018) in the Amazon region with CHIRPS and AMSU data. *Clim. Dynam.* 57, 827-849. <https://doi.org/10.1007/s00382-021-05742-8>

Galarza, E., Cabrera, M., Espinosa, R., Espitia, E., Moulatlet, G. M., & Capparelli, M. V. (2021). Assessing the quality of Amazon aquatic ecosystems with multiple lines of evidence: The case of the northeast andean foothills of Ecuador. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107(1), 52–61. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-03089-0>

Galarza, E., Moulatlet, G. M., Rico, A., Cabrera, M., Pinos-Velez, V., Pérez-González, A., & Capparelli, M. V. (2022). Human health risk assessment of metals and metalloids in mining areas of the Northeast Andean foothills of the Ecuadorian amazon. *Integrated Environmental Assessment and Management*. <https://doi.org/10.1002/ieam.4698>

Gauthier, P. T., Norwood, W. P., Prepas, E. E., & Pyle, G. G. (2014). Metal-PAH mixtures in the aquatic environment: A review of co-toxic mechanisms leading to more-than-additive outcomes. *Aquatic Toxicology*, 154, 253–269

Gallois, D. T. (2004). *Terras ocupadas? Territórios? Territorialidades? Em Terras indígenas e unidades de conservação da natureza: O desafio das sobreposições*. (p. 37–41).

Gamba-Trimiño, C. (2017). Séminaire Paix et Biodiversité en Colombie: Initiatives pour le développement durable des territoires post-conflit. Compte Rendu de la Séance 2. *Les Acteurs Institutionnels et de Coopération Internationale: Perspectives et actions pour le développement durable en temps de paix* <https://paixbiodiversitecolombie.wordpress.com/seance2/>

Gamba-Trimiño, C., Guadalupe, V., & Lindhe, A. (2019). Democratizing biodiversity monitoring in ACTO member countries: collective inputs on the development of a low-cost monitoring tool for Amazonian production forests. *Talk presented at the XXV World IUFRO Congress*, Curitiba, Brasil.

García-Ubaque, C. (2016). Editorial. *Tecnura*, 20 (48), 11-12. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=257046835001>

Gardner, T. A., Ribeiro-Júnior, M. A., Barlow, J., Ávila-Pires, T. C. S., Hoogmoed, M. S., & Peres, C. A. (2007). The value of primary, secondary, and plantation forests for a neotropical herpetofauna. *Conservation Biology*, 21(3), 775–787. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00659.x>

Garreaud, R., & Aceituno, P. (2007). Atmospheric circulation and climatic variability. *The Physical Geography of South America*, 45–59.

Gaston, K. J., Jones, A. G., Hänel, C. & Chown, S. L. (2003). Rates of species introduction to a remote oceanic island. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 270 (1519): 1091-1098. <https://doi:10.1098/rspb.2003.2332>

Gauthier, P. T., Norwood, W. P., Prepas, E. E., & Pyle, G. G. (2014). Metal-PAH mixtures in the aquatic environment: A review of co-toxic mechanisms leading to more-than-additive outcomes. *Aquatic Toxicology*, 154, 253–269

Gavilanes, A., Castillo, D., Morocho, J., Marcu, M., & Borz, S. (2018). *Importance and use of ecosystem services provided by the Amazonian landscapes in Ecuador - Evaluation and spatial scaling of a representative area*. *Bulletin of the Transilvania University of Brașov, Series II*, 11 (60), 1-26. <https://doi.org/10.31926/but.fwiafe.2019.12.61.2.1>

Gavilanes Montoya, A.V., Castillo Vizuete, D.D., Morocho Toaza, J.M., Marcu, M.V., & Borz, S.A. (2019). Importance and Use of Ecosystem Services Provided by the Amazonian Landscapes in Ecuador - Evaluation and Spatial Scaling of a Representative Area. *Bulletin of the Transilvania University of Brasov. Series II: Forestry, Wood Industry, Agricultural Food Engineering*, 12 (61), <https://doi.org/10.31926/but.fwiafe.2019.12.61.2.1>

Geeta, R., Lohmann, L. G., Magallón, S., Faith, D. P., Hendry, A., Crandall, K., de Meester, L., Webb, C., Prieur-Richard, A. H., Mimura, M., Conti, E., Cracraft, J., Forest, F., Jaramillo, C., Donoghue, M., & Yahara, T. (2014). Biodiversity only makes sense in the light of evolution. *Journal of Biosciences*, 39(3), 333–337. <https://doi.org/10.1007/s12038-014-9427-y>

Gerson, J.R., Szponar, N., Zambrano, A.A., et al., (2022). Amazon forests capture high levels of atmospheric mercury pollution from artisanal gold mining. *Nat. Commun* 13, 559. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-27997-3>

Gibbs, H.K., Munger, J., L'Roe, J., Barreto, P., Pereira, R., Christie, M., Amaral, T. & Walker, N.F. (2016). Did Ranchers and Slaughterhouses Respond to Zero-Deforestation Agreements in the Brazilian Amazon? *Conserv. Lett.* 9, 32–42

Gibbs, H.K., Rausch, L., Munger, J., Schelly, I., Morton, D.C., Noojipady, P., Soares-Filho, B., Barreto, P., Micol, L., Walker, N.F. (2015). Brazil's soy moratorium. *Science* 347, 377–378. <https://doi.org/10.1126/science.aaa0181>

Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., Clayton, M.K., Holmgren, P. et al., (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *PNAS* 107 (38), 16732-16737.

Gibson, L. et al., (2011) Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478, 378–381.

Gillespie, T. W. (2021). Policy, drought and fires combine to affect biodiversity in the Amazon basin. *Nature* 597, 481–483 <https://doi.org/10.1038/d41586-021-02320-0>

Global Initiative Against Transnational Organized Crime - GIADOC (2016). *Organized Crime and Illegally Mined Gold in Latin America*.

Global Invasive Species Database - GISD (2022). *Species profile: Myocastor coypus*. Página consultada el 3 de marzo de 2022. Disponible en: <http://www.iucngisd.org/gisid/species.php?sc=99>

Gomes, P., y Wilson, H. (2012). Baokopa'o wa di'itinpan wadauniinao ati'o nii. *Pensando juntos para las generaciones que vienen detrás de nosotros. Un plan general de cuidado del territorio Wapichan en Guyana*. South Central Peoples Development Association, Guyana.

Gómez, A. J., Sánchez, L. M., Molina, N., & Suárez, C. (2015). *Pioneros, colonos y pueblos: memoria y testimonio de los procesos de colonización y urbanización de la Amazonía colombiana*. (Universidad). <https://doi.org/10.15446/ma.v8n1.64625>

Gonzales Rocabado, J., y Terán Valenzuela, M. (2012). *La senda de la castaña: Retos para el manejo sostenible de la castaña en diez comunidades del norte amazónico de Bolivia*. Fundación PIEB

González, G. I., & Gómez, L. A. (2020). Vía al bosque amazónico ¿para qué y cómo? Preguntas clave. *Revista Colombia Amazónica*, 1(12), 81–90. https://sinchi.org.co/files/publicaciones/revista/pdf/12/4_Vía_al_bosque_amazónico_ColAmaz12.pdf

Grantham, H., Tibaldeschi, P., Izquierdo, P., Jones, K., Mo, K., Rainey, H., Watson, J., & Jones K. (2021). The emerging threat of extractives sector to intact forest landscapes. *Front. For. Glob. Change* 4:72. doi: 10.3389/ffgc.2021.692338

Green, E. J., Buchanan, G. M., Butchart, S. H. M., Chandler, G. M., Burgess, N. D., Hill, S. L. L., et al. (2019). Relating characteristics of global biodiversity targets to reported progress. *Conserv. Biol.* 33, 1360–1369. doi: 10.1111/cobi.13322

Greenpeace (2014). *Amazonía, una crisis silenciosa*. 33 p. <http://ibdigital.uib.es/greenstone/sites/localsite/collect/cd2/index/assoc/gp0143.dir/gp0143.pdf>

Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319, 756–760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>

Guiot, J., Hijioka, Y., Mehrotra, S., Payne, A., Seneviratne, S.I., Thomas, A., Warren, R. & Zhou, G. (2018). Impacts of 1.5oC Global Warming on Natural and Human Systems. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H.O. Portner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Pean, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, & T. Waterfield (Eds.) Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 175-312. <https://doi.org/10.1017/9781009157940.005>.

Gutiérrez-Chacón, C., Valderrama, A.C., & Klein, A.M. Biological corridors as important habitat structures for maintaining bees in a tropical fragmented landscape. *J Insect Conserv* 24, 187–197 (2020). <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00205-2>

Gutierrez-Cori, O., Espinoza, J.C., Li, L.Z.X., Wongchuig, S., Arias, P.A., Ronchail, J., Segura, H., (2021). On the hydroclimate-vegetation relationship in the southwestern Amazon during the 2000-2019 period. *Front. Water*. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.648499>.

Gutiérrez Nustez, H. E., Polo Sierra, R. D., & Paredes González, C. E. (2013). *Caquetá: Conflicto y memoria*. In: Peláez Acevedo, T. (Ed.), Centro Nacional de Memoria Histórica. Imprenta Nacional de Colombia.

Hacon, S., Barrocas, P. R. G., de Vasconcellos, A. C. S., Wasserman, J. C., Campos, R. C., Ribeiro, C., & Azevedo-Carloni, F. B. (2008). An overview of mercury contamination research in the Amazon basin with an emphasis on Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 24 (7), 1479–1492. <http://doi.org/10.1590/S0102-311X2008000700003>

Hansen, M. C., et al., (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342, 850–853

Hartwich, F., Eguez, V., Monge, M. & Ampuero, L. (2007). *Sistemas de Innovación Piscícola en la Amazonía Boliviana: Efectos de la Interacción Social y de las Capacidades de Absorción de los Pequeños Agricultores. Instituto Internacional de investigación sobre políticas alimentarias*. Washington, DC. USA. 83 p.

Hayes, T. & Ostrom, E. (2005). Conserving the World's Forests: Are Protected Areas the Only Way? *Ind. L. J.* 38, 595–617.

Hecht, S., Schmink, M., Abbers, R., Assad, E., Humphreys Bebbington, D., Eduaro, B., ... & Pinedo-Vazquez, M. (2021). The Amazon in motion: Changing politics, development strategies, peoples, landscapes, and livelihoods. *Amazon Assessment Report 2021, Part II*, 14-2.

Heerspink, B.P., Kendall, A.D., Coe, M.T., & Hyndman, D.W. (2020). Trends in streamflow, evapotranspiration, and groundwater storage across the Amazon Basin linked to changing precipitation and land cover. *J. Hydrol.: Reg. Stud.* 32. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2020.100755>

Heileman, L. (2019). *Sí es posible preservar la Amazonía*. Disponible en: <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/editorial/si-es-posible-preservar-la-amazonia>

Heilpern, S.A., DeFries, R., Fiorella, K., Flecker, A., Sethi, S.A., Uriarte, M., Naeem, S. (2021) Declining diversity of wild-caught species puts dietary nutrient supplies at risk. *Sci Adv.* 2021 May 28;7(22):eabf9967. doi: 10.1126/sciadv.abf9967. PMID: 34049874; PMCID: PMC8163071.

Heinrich, V.H.A., Dalagnol, R., Cassol, H.L.G. et al., (2021). Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate change. *Nat Commun* 12, 1785. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22050-1>

Hoffmann, R., Beez, M. & Sonntag, U. (2017). *Programa REDD+ Protección del Bosque*. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. 2 p.

Hoffmann, D. & Torres-Heuchel, T. (2013). *Cambio climático en Bolivia. Lo mejor de klimablog 2011-2013*. Instituto Boliviano de Montaña, La Paz, Bolivia. 130 p.

Hole, D. G., Young, K. R., Seimon, A., Gomez, C., Wichtendahl, D. H., Paez, K. S., ... & Ramirez, E. (2011). Adaptive management for biodiversity conservation under climate change—a tropical Andean perspective. *Climate change and biodiversity in the tropical Andes, Inter-American Institute for Global Change Research*, 19-46.

Hübner, C. & Pineda, M. Editores. (2013). *Innovación y Amazonía Proyecto FAB LAB flotante amazónicas: etapa piloto. Konrad-Adenauer-Stiftung e.V. Programa Regional Seguridad Energética y Cambio Climático en América Latina de la Fundación Konrad Adenauer*. Perú. 72 p.

Hulme, P. E. (2009). Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, 46, 10–18. <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x#:~:text=doi%3A%2010.1111/j.1365%2D2664.2008.01600.x>

Humphreys Bebbington, D., Verdum, R., Gamboa, C., & Bebbington, A. J. (2018). The infrastructure-Extractives-Resource Governance Complex in the Pan-Amazon: Roll Backs and Contests. *European Review of Latin American and Caribbean Studies*, (106), 189–214. DOI: <http://doi.org/10.32992/erlacs.10414>

Huntingford, C., Zelazowski, P., Galbraith, D., Mercado, L.M., Sitch, S., et al. (2013). Simulated resilience of tropical rainforests to CO₂-induced climate change. *Nat. Geosci.* 6, 268–273. <https://doi.org/10.1038/ngeo1741>

INE (2012). *Censo Nacional de Población y Vivienda de Bolivia 2012*. Recurso obtenido de <http://datos.ine.gob.bo/binbol/RpWebEngine.exe/Portal?&BASE=CPV2012COM>

INEI (2014). *Peruvian National Institute of Statistics and Information - National Household Survey*.

INEI (2015). *Sistema de Información Regional para la Toma de Decisiones*. Recurso accedido el 22 de marzo de 2022: <http://iinei.inei.gob.pe/iinei/SIRTOD/>

IDEAM (2017). *Décimo tercer Boletín de Alertas Tempranas de Deforestación*. http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023977/Boletin_13.pdf

IDEAM (2018a). *Décimo cuarto Boletín de alertas tempranas de deforestación primer trimestre2018*. www.ideam.gov.co

IDEAM, I. de H. M. y E. A. (2018b). *Boletín de detección temprana de deforestación (Vol. 17)*. <http://smbyc.ideam.gov.co/MonitoreoBC-WEB/pub/alertasDeforestacion.jsp?0.8377920223470098>

Idesam (2022). *Uatumã Reserve will be FSC-certified in 2022*. Retrieved from <https://idesam.org/en/noticia/reserva-do-uatuma-tera-certificacao-fsc-em-2022/>

Inchausty, V. (2018). *Propuesta de lineamientos sobre cambio climático a escala de paisaje para ser incluidos en los planes de manejo (maestros) de las cinco áreas protegidas del Paisaje Sur. Proyecto IAPA – Visión Amazónica*. Unión Europea, Redparques, WWF, FAO, UICN, ONU Medio Ambiente. Bogotá, Colombia.

INPE (2020). *Índice de desmatamento da Amazônia Legal*. Recuperado de http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/rates

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2000). *Censo Demográfico 2000: Resultados do universo*. Rio de Janeiro, RJ: IBGE. <https://www.ibge.gov.br/censo/divulgacao.shtm>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2010). *Censo Demográfico 2010: Resultados do universo*. Rio de Janeiro, RJ: IBGE. <https://censo2010.ibge.gov.br/resultados.html>

Instituto Socioambiental - ISA (2019). *Localização e extensão das TIs—Povos Indígenas no Brasil*. https://pib.socioambiental.org/pt/Localiza%C3%A7%C3%A3o_e_extens%C3%A3o_das_TIs <https://www.intactforests.org>

Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana - IIAP (2009). Innovación para el desarrollo sostenible de la Amazonía. *Iquitos*, Perú. 69 p.

Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI (2022). *Especies introducidas en la Amazonia colombiana*. <https://www.sinchi.org.co/coah/plantas-invasoras>. Página consultada el 27 de julio de 2022.

Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC (2021). *Annex I Glossary*. Van Diemen, R., Matthews, R., Möller, V., Fuglestvedt, J., Masson-Delmotte, V., Méndez, C., Reiseinger, A. & Semenov, S. En: IPCC AR6 WGIII.

Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC (2022). *Climate Change 2022. Mitigation of Climate Change. Working Group III contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPPCC AR6 WG III. Available in: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg3/downloads/>

IPEA (2014). *Objetivos de Desenvolvimento do Milênio: Relatório Nacional de Acompanhamento*.

IPBES (2018). *Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Scholes, R., Montanarella, L., Brainich, A., Barger, N., ten Brink, B., Cantele, M., Erasmus, B., Fisher, J., Gardner, T., Holland, T. G., Kohler, F., Kotiaho, J. S., Von Maltitz, G., Nangendo, G., Pandit, R., Parrotta, J., Potts, M. D., Prince, S., Sankaran, M., & Willemen, L. (Eds.). IPBES Secretariat, Bonn, Germany. 44 pages.

IPBES (2019). *Invasive alien species assessment: Thematic assessment of invasive alien species and their control*. Página consultada el 23 de marzo de 2022. Disponible en: <https://ipbes.net/es/jas>

IRP (2019). Global Resources Outlook 2019: Natural Resources for the Future We Want. Oberle, B., Bringezu, S., Hatfield-Dodds, S., Hellweg, S., Schandl, H., Clement, J., and Cabernard, L., Che, N., Chen, D., Droz-Georget, H., Ekins, P., Fischer-Kowalski, M., Flörke, M., Frank, S., Froemelt, A., Geschke, A., Haupt, M., Havlik, P., Hüfner, R., Lenzen, M., Lieber, M., Liu, B., Lu, Y., Lutter, S., Mehr, J., Miatto, A., Newth, D., Oberschelp, C., Obersteiner, M., Pfister, S., Piccoli, E., Schaldach, R., Schüngel, J., Sonderegger, T., Sudheshwar, A., Tanikawa, H., van der Voet, E., Walker, C., West, J., Wang, Z., Zhu, B. *A Report of the International Resource Panel. United Nations Environment Programme*. Nairobi, Kenya.

ITTO (2002) ITTO Guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests. *ITTO Policy Development Series No. 13*. <https://www.cbd.int/forest/doc/itto-guidelines-restoration-management-rehabilitation-degraded-forests-2002-en.pdf>

IUCN (2016). *An Introduction to the IUCN Red List of Ecosystems: The Categories and Criteria for Assessing Risks to Ecosystems*. Gland, Switzerland: IUCN. vi + 14pp.

IUCN WCPA (2012). *PARKS. The International Journal of Protected Areas and Conservation*, Volume 18:1, Gland, Switzerland: IUCN.

Jarrín-V, P., Tapia, L., & Zamora, G. (2017). Demografía y transformación territorial: medio siglo de cambio en la región amazónica de Ecuador. *EUTOPIA. Revista de Desarrollo Económico Territorial* 12, 81-100. DOI: <http://dx.doi.org/10.17141/eutopia.12.2017.2913>

Johnson, B. A., Derek Mader, A., Dasgupta, R., & Kumar, P. (2020). *Citizen science and invasive alien species: An analysis of citizen science initiatives using information and communications technology (ICT) to collect invasive alien species observations*. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00812 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00812>

Jones, K.E., Patel, N.G., Levy, M.A., Storeygard, A. et al., (2008) Global trends in emerging infectious diseases. *Nature* 2008; 451:990–994.

Jong, E., & Vijge, M. (2019). From Millennium to Sustainable Development Goals: Evolving discourses and their reflection in policy coherence for development. *Earth System Governance* 7 (2021) 100087. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S258981162030046X>

Jørgensen, P. M., Ulloa Ulloa, C., León, B., León-Yáñez, S., Beck, S. G., Nee, M., ... & Gradstein, R. (2011). *Regional patterns of vascular plant diversity and endemism. Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE)*, 192-203.

Junk, W.J. (2000). The Amazon and The Pantanal: A critical Comparison and lessons for the future. En: F. Swarts (Ed.). *Understanding and Preserving the World's largest Wetland*. pp. 211-224. Paragon House, St. Paul, Minnesota, USA.

Kalamandeen, M., Gloor, E., Mitchard, E., Quincey, D., Ziv, G., Spracklen, D., Spracklen, B., Adami, M., Aragaõ, L. E. O. C., & Galbraith, D. (2018). Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. *Scientific Reports*, 8(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19358-2>

Kapé-kapé (2021). *Informe sobre violación de derechos humanos en comunidades indígenas*. <https://kapecape.org/informes-kapecape/>

Kastens, J.H., Brown, J.C., Coutinho, A.C., Bishop, C.R., Esquerdo, J.C.D.M. (2017). Soy moratorium impacts on soybean and deforestation dynamics in Mato Grosso, Brazil. *Plos ONE* 12 (4): e0176168.

Kaser, G., & Osmaston, H. (2002). *Tropical Glaciers*. In: M. Bonell (Ed.) First. Cambridge University Press.

Kaufmann, D., Kraay, A., & Mastruzzi, M. (2010). The Worldwide Governance Indicators: Methodology and Analytical Issues. *World Bank Policy Research Working Paper No. 5430*, Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=1682130>

Kaufmann, D. & Kraay, A. (2020). *The Worldwide Governance Indicators (WGI) project*. Disponible en: <https://info.worldbank.org/governance/wgi/>

Killeen, T. J., Calderón, V., Soria, L., Quezada, B., Steininger, M. K., Harper, G., Solórzano, L. A., & Tucker, C. J. (2007). *Thirty Years of Land-cover Change in Bolivia*. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(7), 600–606. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[600:TYOLCI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[600:TYOLCI]2.0.CO;2)

Killeen, T., Guerra, A., Calzada, M., Correa, L., Calderón, V., Soria, L., Quezada, B., & Steininger, M. (2008). Total Historical Land-Use Change in Eastern Bolivia: Who, Where, When, and How Much? *Ecology and Society*, 13(1). <https://doi.org/10.5751/ES-02453-130136>

Klatt, B. J., Garcia Marquez, J. R., Ometto, J. P., Valle, M., Mastrangelo, M. E., Gadda, T., Pengue, W. A., Ramirez Hernandez, W., Baptiste Espinosa, M. P., Acebey Quiroga, S.V., Blanco, M. V., Agard, J., and Guezala Villavicencio, M. C. (2018) Chapter 5: Current and future interactions between nature and society. In IPBES (2018): *The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas*. J. Rice, C.S. Seixas, M.E. Zaccagnini, M. Bedoya-Gaitan, & N. Valderrama. (Eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, pp. 437-521

Kusumaningtyas, R., & Van Gelder, J.W. (2019). Setting the bar for deforestation-free soy in Europe. A benchmark to assess the suitability of voluntary standard systems. *Tecnical report*. Amsterdam, The Netherlands: Profundo.

Lacambra, C., & Pinilla-Arango, G. (2004). Caracterización general de la ictiofauna en el área de influencia del complejo Caño Limón, Arauca, pp. 265-301 In: M. C. Díazgranados-Pitti, & F. Trujillo-González (Eds.) Estudios de fauna silvestre en ecosistemas acuáticos en la Orinoquia colombiana. Fundación Omacha / IIRBAvH / GTZ / Pontificia Univ. Javeriana - IDEADE / DET. Santa Fe de Bogotá D. C. (Colombia), Serie *Investigación*, 6, 403 p.

Lages, A., Silva, M., & Santana, G. (2019). Seasonal assessment of groundwater quality in the cities of Itacoatiara and Manacapuru (Amazon, Brazil). *Scientia Amazonia*. 8 (1): 1-10

Larsen, T. H., Brehm, G., Navarrete, H., Franco, P., Gomez, H., Mena, J. L., ... & Canhos, V. (2011). Range shifts and extinctions driven by climate change in the tropical Andes: synthesis and directions. *Climate change and biodiversity in the tropical Andes*, 47-67.

Latrubesse, E. (2008). Patterns of anabranching channels: the ultimate end-member adjustments of mega-rivers. *Geomorphology*, 101, 130–145.

Latrubesse, E.M. (2015). Large rivers megafans and other Quaternary avulsive fluvial systems: a potential “who’s who” in the geological record. *Earth Sci. Rev.*, 145, 1-30. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2015.03.004>.

Laurance, W. F., Useche, D. C., Rendeiro, J., Kalka, M., Bradshaw, C. J. A., Sloan, S. P., Zamzani, F. et al. (2012). Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489 7415, 290-294.

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G., & Sampaio, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16(3), 605–618. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>

Laurans, Y., Aubert, P.M. & Amiel, F. (2017). *Agir contre la déforestation tropicale « importée » dans l’Union européenne : une ligne de crête délicate. Issue brief N 08/17*. Paris, France: IDDRI.

Lawrence, D. & Vandecar, K. (2015). Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nat. Clim. Chang.* 5, 27–36. doi:10.1038/nclimate2430

Leal, C. G., Lennox, G. D., Ferraz, S., Ferreira, J., Gardner, T. A., Thomson, J. R., Berenguer, E., Lees, A. C., Hughes, R. M., Mac Nally, R., Aragão, L., de Brito, J. G., Castello, L., Garrett, R. D., Hamada, N., Juen, L., Leitão, R. P., Louzada, J., Morello, T. F., Moura, N. G., ... Barlow, J. (2020). Integrated terrestrial-freshwater planning doubles conservation of tropical aquatic species. *Science*, 370 (6512), 117–121. <https://doi.org/10.1126/science.aba7580>

León, A., y Zúñiga, M. (2020). La sombra del petróleo: *Informe de los derrames petroleros en la Amazonía Peruana entre el 2000 y 2019*. OXFAM. 90 p.

Leskey, T.C., & Nielsen, A. L. (2018). Impact of the Invasive Brown Marmorated Stink Bug in North America and Europe: History, Biology, Ecology, and Management. *Annual Review of Entomology*, 63, 599–618. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-020117-043226> PMID: 29068708

Lessmann, J., Fajardo, J., Muñoz, J. & Bonaccorso, E. (2016), Large expansion of oil industry in the Ecuadorian Amazon: biodiversity vulnerability and conservation alternatives. *Ecol Evol*, 6: 4997-5012. <https://doi.org/10.1002/ece3.2099>

Lizarazo, M. P. (2022). *La historia del nuevo resguardo indígena de la Amazonía colombiana*. INFOAMAZONIA. Disponible en: <https://infoamazonia.org/es/2022/08/08/nuevo-resguardo-indigena-amazonia-colombiana/>

Llobet, A., y Caballero, M. (2021). Pantanal. *Cuando el manejo conduce a la conservación* 42-43 pp

Loh, E. H., Zambrana, C., Olival, K. J., Bogich, T. L., Johnson, C. K., Mazet, J. A., et al., (2015) Targeting Transmission Pathways for Emerging Zoonotic Disease Surveillance and Control. *Vector-Borne and Zoonotic diseases*, 15 (7):432-437.

Lopes, A., & Piedade, M. T. F. (2014). Experimental study on the survival of the water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms—Pontederiaceae) under different oil doses and times of exposure. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(23), 13503-13511

Lopes, A.V., Chiang, J.C.H., Thompson, S.A. & Dracup, J.A. (2016). Trend and uncertainty in spatial-temporal patterns of hydrological droughts in the Amazon basin. *Geophys. Res. Lett.* 43 (7), 3307–3316. <https://doi.org/10.1002/2016GL067738>

Lopes, R., Oliveira, M. do S. P., Cavallari, M.M., et al., (2015). *Palmeiras Nativas do Brasil. Embrapa Amazônia Ocidental and Embrapa Informação Tecnológica*.

López, J., Ruiz, J., Suárez, L., Garzón, N., Sanabria, J., Lema, S., y Méndez, Y. (2020). Análisis político y económico de la deforestación en regiones afectadas por el conflicto en Colombia. Caso: Caquetá, Meta y Guaviare. KPMG S.A.S. y KPMG Advisory, Tax & Legal S.A.S., sociedades colombianas por acciones simplificadas y. <https://assets.kpmg/content/dam/kpmg/co/pdf/2020/08/kpmg-co-analisis-politico-y-economico-en-regiones-afectadas-por-el-conflicto-en-colombia.pdf>

Lovejoy, T., & Nobre, C. (2018). Amazon Tipping Point. *Sci. Adv.* 4, eaat2340 <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2340>

Lovejoy, T. E., & Nobre, C. (2019). Winds of will: Tipping change in the Amazon. *Sci. Adv.* 5,eaba2949.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M., (2004). *100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database*. Publicado por el Grupo de Especialistas de Especies Invasoras (GEEI), un grupo especialista de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN). 1-12 pp.

Luna, N. (2018). Series de Mongabay: ESPECIAL Madera sucia, Especiales transnacionales, Madera sucia. <https://es.mongabay.com/2018/09/madera-sucia-especial/>

Luque, A. & Herrero, N. (2019). *Impacto de la tecnología en la sociedad: el caso del Ecuador*. Universidad y Sociedad vol.11 no.5 Cienfuegos sept.-oct. 2019. Epub 02-Dic-2019. <http://orcid.org/0000-0002-7447-7560>

Macedo, M.N., DeFries, R.S., Morton, D.C., Stickler, C.M., Galford, G.L., Shimabukuro, Y.E. (2012). Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 1341–1346.

Macnaughton, A.E., Carvajal-Vallejos, F.M., Argote, A., Rainville, T., Van Damme, P., & Carolsfeld, J. (2015). "Paiche reina!" Introducción de especies y pesquerías indígenas en la Amazonía boliviana. *Estudios Marítimos* 14, 11. <https://doi.org/10.1186/s40152-015-0030-0>

Maldonado, M., Maldonado-Ocampo, J. A., Ortega, H., Encalada, A. C., Carvajal-Vallejos, F. M., Rivadeneira, J. F., ... & Rivera-Rondón, C. A. (2011). Biodiversity in aquatic systems of the tropical Andes. *Climate change and biodiversity in the tropical Andes*, 276-294.

Malhi, Y. (2012). The productivity, metabolism and carbon cycle of tropical forest vegetation. *Journal of Ecology* 100 (1):65–75. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01916.x>

Malhi, Y., Roberts, T., Betts, R., Killen, T., Li, W. & Nobre, C. (2008). Climate Change, Deforestation, and the fate of the Amazon. *Science*, 319, 169-172.

Malhi, Y., Gardner, T., Goldsmith, G., Silman, M. & Zelazowski, P. (2014). *Annual Review of Environment and Resources* 2014 39:1, 125-159.

Manganelli, A., Moreira, A., Panizza de León, A., Jouravlev, A., Sánchez, A., Dumont, A., Tori, C., Hiroo, C., Fariña, D., Rada, D., Pacheco, D., Pessoa, G., Damm, G., Martín, J.L., Borus, J., Amore, L., Castro, M., Cerna, M., León, M., Doria, M., Gomes, R., da Silva, P., Saravia, S., Adilson, V. (2022). Cooperación en materia de aguas transfronterizas en América Latina y el Caribe. *PHI - VIII / Documento Técnico N° 45*. Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. 140 p.

Martínez, M.O., Napolitano, D.A., MacLennan, G.J., O'Callaghan, C., Ciborowski, S., & Fabregas, X. (2007). Impacts of petroleum activities for the Achuar people of the Peruvian Amazon: summary of existing evidence and research gaps. *Environmental Research Letters*, 2(4), p.045006.

Mansur, A. V., Brondizio, E. S., Roy, S., Hetrick, S., Vogt, N.D., & Newton, A. (2016). An Assessment of Urban Vulnerability in the Amazon Delta and Estuary: A Multi-Criterion Index of Flood Exposure, Socio-Economic Conditions and Infrastructure. *Sustainability Science*, 11: 625-643. <https://doi.org/10.1007/s11625-016-0355-7>

Mansur, A. V., Brondizio, E. S., Roy, S., de Miranda Araújo Soares, P. P., & Newton, A. (2018). Adapting to urban challenges in the Amazon: flood risk and infrastructure deficiencies in Belém, Brazil. *Regional Environmental Change*, 18(5), 1411-1426.

Marengo, J.A., Tomasella, J., Alves, L.M., Soares, W. & Rodriguez, D.A. (2011). The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. *Geophys. Res. Lett.* 38, 1-5.

Marengo, J.A., Alves, L.M., Soares, W.R., Rodriguez, D.A., Camargo, H. Paredes, M. & Diaz Pablo, A. (2013). Two contrasting seasonal extremes in tropical South America in 2012: flood in Amazonia and drought in Northeast Brazil. *J. Clim.*, 26 (22): 9137-9154.

Marengo, J.A. & Espinoza, J.C. (2016). Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. *Int. J. Climatol.*, 36, 1033-1050, <https://doi.org/10.1002/joc.4420>

Marengo, J. A., Souza, C. M., Thonicke, K., Burton, C., Halladay, K., Betts, R. A., Alves, L. M., & Soares, W. R. (2018). Changes in Climate and Land Use Over the Amazon Region: Current and Future Variability and Trends. *Frontiers in Earth Science*, 6(December), 1–21. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00228>

Marengo, J.A., Jimenez, J.C., Espinoza, J.C., Cunha, A. P., & Aragão, L. (2022). Increased climate pressure on the agricultural frontier in the Eastern Amazonia-Cerrado transition zone. *Scientific Reports*. 12:457. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04241-4>

Maretti, C.C., Riveros S., J.C., Hofstede, R., Oliveira, D., Charity, S., Granizo, T., Alvarez, C., Valdujo, P. & Thompson, C. (2014). *State of the Amazon: Ecological Representation in Protected Areas and Indigenous Territories*. Brasília and Quito: WWF Living Amazon (Global) Initiative. 82pp.

Marín-Taborda, J. I. (2002). Colonización y recomposición campesina en el Guaviare, 1960-1998. *Memoria y Sociedad*, 7(13), 117–158.

Martinez, M.O., Napolitano, D.A., MacLennan, G.J., O'Callaghan, C., Ciborowski, S., & Fabregas, X. (2007). Impacts of petroleum activities for the Achuar people of the Peruvian Amazon: summary of existing evidence and research gaps. *Environmental Research Letters*, 2(4), p.045006.

Maruma, E. (2021) Protecting global biodiversity. <https://www.nature.com/articles/d42473-021-00374-2>

McNeely, J.A. (Ed.) (2001) *The Great Reshuffling: Human Dimensions of Invasive Alien Species*. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. vi + 242pp. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2001.118-3.x> : IUCN.

Meade, R.H., Rayol, J.M., Da Conceicao, S.C., & Natividade, J.R.G. (1991) Backwater effects in the Amazon basin of Brazil. *Environ. Geol. Water Sci.*, 18 (2) (1991), pp. 105-114

Mediodía, M.L., Goldstein, A., Ledezma, J.C., Roehrdanz, P., Cook-Patton, S., Spawn-Lee, S., Maxwell Wright, T., González-Roglich, M., Hole, D., Rockström, J. & Turner, W. (2022). Mapeo del carbono irrecuperable en los ecosistemas de la Tierra. *Nat Sustain* 5, 37–46. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00803-6>

Medrado, J. (2021). *Cattle Grazing and Forest Devastation in Brazil: Environmental Resources and Territorial Trajectories*. 6.

Meira, M. (2018). *A persistência do aviamento: colonialismo e história indígena no Noroeste Amazônico*. EdUFSCar.

Meilink, W., Clegg, J., Mayerl, C., Pinto, J. S., Grasso, D., Stegen, G., Segal, M., & Kok, P. J. R. (2013). Confirmation of the presence of the sphaerodactylid lizard *Gonatodes vittatus* in Guyana, and an indication of a reproductively active population in Georgetown. *Salamandra*, 49 (1), 59-62.

Meisel-Roca, A., Bonilla-Mejía, L., & Sánchez-Jabba, A. M. (2013). Geografía económica de la Amazonía colombiana. In: *Documentos de Trabajo Sobre Economía Regional y Urbana*; No. 193. <http://repositorio.banrep.gov.co/handle/20.500.12134/3109>

Mejía Rosas, J. L., Díaz Jaimes, J. M., Rendón Manrique, J., Bello Guachetá, W. T., & Rincón Arroyave, L. (2018). Capítulo 6: Amenazas a la seguridad de la Región Amazónica. Narcotráfico y Minería Ilegal. pp. 183-240. En: *L. A. Montero Moncada (Ed.). Amazonía. Poder y Estrategia*. Escuela Superior De Guerra “General Rafael Reyes Prieto”. Imprenta y Publicaciones de las Fuerzas Militares. Bogotá, D.C., Colombia. 292 pp.

Mena, C. F., Bilsborrow, R. E., & McClain, M. E. (2006). Socioeconomic drivers of deforestation in the Northern Ecuadorian Amazon. *Environmental management*, 37 (6), 802-815.

Mendoza, A. P., Shanee, S., Cavero, N., Luján Vega, Ch., Ibañez, Y., Rynaby, C., Villena, M., Murillo, Y., Olson, S., Perez, A., Parker, P., Uhart, M., & Brightsmith, D. (2022). Domestic networks contribute to the diversity and composition of live wildlife trafficked in urban markets in Peru. *Global Ecology and Conservation*. 37. e02161. 10.1016/j.gecco.2022.e02161.

Mere-Roncal, C., Cardoso Carrero, G., Chavez, A.B., Almeyda Zambrano, A.M., Loiselle, B., Veluk Gutierrez, F., Luna-Celino, V., Arteaga, M., Schmitz Bongiolo, E., Segura Tomasi, A., Van Damme, P.A., Lizarro Zapata, D.E., Broadbent, E.N. (2021). Participatory Mapping for Strengthening Environmental Governance on Socio-Ecological Impacts of Infrastructure in the Amazon: Lessons to Improve Tools and Strategies. *Sustainability* 13, 14048. <https://doi.org/10.3390/su132414048>

Merino, R. (2016). *An alternative to ‘alternative development’?: Buen vivir and human development in Andean countries*, Oxford Development Studies, 44:3, 271-286, DOI: 10.1080/13600818.2016.1144733

Mesa de conversaciones (2016). *Acuerdo final para la terminación del conflicto y la construcción de una paz estable y duradera*. Oficina del Alto Comisionado para la Paz, Colombia. <http://www.altocomisionadoparalapaz.gov.co/procesos-y-conversaciones/Documentos%20compartidos/24-11-2016NuevoAcuerdoFinal.pdf>

Meza, L., y Rodríguez, A. (2022). Soluciones basadas en la naturaleza y la bioeconomía: contribución a una transformación sostenible e inclusiva de la agricultura y a la recuperación pos-COVID-19. *Serie Recursos Naturales y Desarrollo*, N° 210 (LC/TS.2022/43), Santiago, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). 104 p.

Ministerio de Comercio, Industria y Comercio de Colombia (2018). *El turismo obtuvo resultados históricos en 2018*. Disponible en: <https://www.mincit.gov.co/prensa/noticias/turismo/el-turismo-obtuvo-resultados-historicos-en-2018> Consultado por última vez en 24/07/2023.

Molinares, C., Prada, E., & Ponce de León, E. (2019). *Condenando el Bosque. Ilegalidad y falta de gobernanza en la Amazonía colombiana (Environment)*. Agencia Noruega de Cooperación para el Desarrollo, el Fondo Tilia, la Fundación Good Energies y la Fundación Weeden. https://content.eia-global.org/posts/documents/000/000/894/original/Condenando_el_Bosque.pdf?1561565558

Mongua-Calderón, C. (2018). Caucho, frontera, indígenas e historia regional: un análisis historiográfico de la época del caucho en el Putumayo-Aguarico. *Boletín de Antropología*, 33(55), 15–34. <https://doi.org/10.17533/udea.boan.v33n55a02>

Mongua-Calderón, C. (2020). Fronteras, poder político y economía gomífera en el Putumayo-Aguarico: más allá de la marginalidad y el aislamiento, 1895 - 1900. *Historia Crítica*, 76, 49–71. <https://doi.org/10.7440/histcrit76.2020.03>

Morán-Marcillo, G., Sánchez, V., Espinosa de los Monteros-Silva, N., Blasco-Zúñiga Rivera, A., Naranjo, R., Almeida, J., Wang, L., Zhou, M., Chen, T., Shaw, C., & Proaño-Bolaños, C. (2022). Picturins and Pictuseptins, two novel antimicrobial peptide families from the skin secretions of the Chachi treefrog, Boana picturata. *Journal of Proteomics*. 264, <https://doi.org/10.1016/j.jprot.2022.104633>.

Morcatty, T. Q., & Valsecchi, J. (2015). Social, Biological, and Environmental Drivers of the Hunting and Trade of the Endangered Yellow-Footed Tortoise in the Amazon. *Ecology and Society*, vol. 20, no. 3. JSTOR.

Morton, D.C., DeFries, R.S., Shimabukuro, Y.E., Anderson, L.O., Arai, E., Espírito-Santo, F. et al., (2006). Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *PNAS* 103 (39), 14637-14641.

Muiba,V. (2012). ¿Contribuye al Desarrollo Nacional la carretera por el TIPNIS?. En: *Fundación Tierra, Marcha indígena por el TIPNIS. La Lucha en defensa de los territorios*. La Paz, Bolivia. 300 p.<http://www.ftierra.org/index.php/publicacion/libro/56-marcha-indigena-por-el-tipnis-la-lucha-en-defensa-de-los-territorios>

Munoz, M. A., Faz, A., & Mermut, A. R. (2015). Soil carbon reservoirs at high-altitude ecosystems in the Andean Plateau. *Climate change impacts on high-altitude ecosystems*, 135-153.

Murcia-Garcia, U., Huertas - Garcia, C. M., Rodriguez, J. M., & Augusto Castellanos, H. O. (2011). Monitoreo de los bosques y otras coberturas de la Amazonía colombiana, a escala 1:100.000. *Cambios multitemporales en el período 2002 al 2007*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi.

Murcia-García, U., Jaramillo, O., Cañón, F., & Latorre, J. P. (2016). *Proceso de monitoreo de ecosistemas de la amazonía colombiana año 2012*.

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented. *Tree Reviews*, 10, 58–62.

Murcia, U., Medina, R., Rodríguez, J. M., Castellanos, H., Hernández, A., & Herrera, E. (2014). *Monitoreo de los bosques y otras coberturas de la Amazonía Colombiana, a escala 1:000.000*. En: U. Gonzalo & M. García. (Eds.) Institut.

Nepstad, D. C. (1999). *Flames in the rain forest: Origins, impacts and alternatives to Amazonian fires*.

Nepstad, D. C., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D., Schlesinger, P., Lefebvre, P., Alencar, A., Prinz, E., Fiske, G., & Rolla, A. (2006). Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands. *Conservation Biology*, 20(1), 65–73. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00351.x>

Nepstad, D.C. (2007). *The Amazon `s Vicious Cycles. Drought and Fire in the Greehouse. Ecological and climatic tipping Points of the World `s largest tropical rainforest, and practical preventive measures*. WWF International, Gland/Switzerland. 23 p.

Nobre, C.A. et al., (2016) Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(39). 10759–68, doi:10.1073/pnas.1605516113.

Nobre, C., Finegan, B., Rajão, R., Robalino, J., Arieira, J. & Nascimento, N. (2020). Forests and Climate Change. En: A. Blackman (Ed.). Latin American and Caribbean Forests in the 2020s: Trends, Challenges, and Opportunities. Inter-American Development Bank. 205 p.

Nogales, N., Paye, L., Assumpcao, D., Sosa-Varrotti, A., Orsag-Molina, J. O., Guzmán-Narváez, N., Paucar Anchirayco, J. E., Quillahuaman Lasteros, N., Malheiro, B. C., Rubiños-Cea, S., Betancourt-Santiago, M., Neri Pereyra, J. P., Lunelli, I. C., Corrêa de Almeida, M., Bayón Jiménez, M., de Castilho Rossi, R., Bernal Dávalos, N. E., Guzmán Salinas, J. C., Chuquimarca Mosquera, M. C., ... Severo da Silva, D. (2021). *Amazonía y expansión mercantil capitalista. Nueva frontera de recursos en el siglo XXI* (1st ed.). Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales (CLACSO); Centro de Estudios para el Desarrollo Laboral y Agrario (CEDLA). <http://biblioteca.clacso.edu.ar/clacso/se/20211001011322/Amazonia-expansion.pdf>

Noon, M.L., Goldstein, A., Ledezma, J.C., Roehrdanz, P., Cook-Patton, S., Spawn-Lee, S., Maxwell Wright, T., Gonzalez-Roglich, M., Hole, D., Rockström, J., & Turner, W. Mapping the irrecoverable carbon in Earth's ecosystems. *Nat Sustain* 5, 37–46 (2022). <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00803-6>

Nuñez, M.A. & Aliaga-Rossel, E. (2017). *Jaguar fangs trafficking by Chinese in Bolivia*. CAT news 65: 50- 51.

Oberdorff, T., Jézéquel, C., Campero, M., Carvajal-Vallejos, F., Cornu, J.F., Días, M.S., Duponchelle, F., Maldonado-Ocampo, J.A., Ortega, H., Renno, J.F., & Tedesco, P.A. (2014). Peces amazónicos y cambio climático. En: S. González Molina (Coord), J.J. Vacher (Coord), A. Grégoire (Ed). *El Perú frente al cambio climático: resultados de investigaciones franco-peruanas*. Lima: IRD, 2014, pp. 87-98.

Observatorio Regional Amazónico - ORA (2022). *Dashboard y Visor Geográfico del Tráfico Ilegal de Especies*. Módulo CITES. <https://oraotca.org/cites/reportes/trafico/dashboard/>

Observatorio Regional Amazónico - ORA (s.f.) *Territorios y pueblos indígenas*. <https://oraotca.org/salud-en-las-fronteras/territorios-y-pueblos-indigenas/>

Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito y Estado Plurinacional de Bolivia (2021). *Monitoreo de Cultivos de Coca 2020*. https://www.unodc.org/documents/crop-monitoring/Bolivia/Bolivia_Informe_Monitoreo_Coca_2020.pdf. Página consultada el 10 de junio de 2022.

Oficina de Política Nacional de Control de Drogas – ONDCP (2021). *Estimaciones del gobierno estadounidense sobre el cultivo de coca y el potencial de producción de cocaína en Colombia, Perú y Bolivia.* <https://co.usembassy.gov/es/la-ondcp-publica-datos-sobre-el-cultivo-y-la-produccion-de-coca-en-la-region-andina/>. Página consultada el 10 de junio de 2022.

OIMT e UICN (2009). *Directrices OIMT/UICN para la conservación y utilización sostenible de la biodiversidad en los bosques tropicales productores de madera.*

Olival, K.J., Islam, A., Yu, M., Anthony, S.J., et al., (2013) Ebola virus anti-bodies in fruit bats, Bangladesh. *Emerg. Infect. Dis.* 19:270.

OPS – OMS (2009). *Acerca del rotavirus.* Disponible en: https://www3.paho.org/hq/index.php?option=com_content&view=article&id=1861:2009-about-rotavirus&Itemid=1621&lang=es#gsc.tab=0

Organization of American States - OAS (2013). *Pueblos indígenas en aislamiento voluntario y contacto inicial en las Américas: Recomendaciones para el pleno respeto a sus derechos humanos.* CIDH.

Organización de las Naciones Unidas - ONU (1992). *Convenio sobre diversidad biológica. Río de Janeiro.* <https://www.cbd.int/convention/> Página consultada el 9 de junio de 2022

Organización del Tratado de Cooperación Amazónica – OTCA (2018). *Proyecto GEF Amazonas: Análisis Diagnóstico Transfronterizo Regional de la Cuenca Amazónica.*

Organización del Tratado de Cooperación Amazónica – OTCA (2022). *Noticias.* <http://otca.org/>. Último acceso: 01/09/2022.

Organización del Tratado de Cooperación Amazónica – OTCA (2021). *Programa de diversidad biológica para la Cuenca/Región Amazónica. Brasilia, Brasil.*

OTCA & CIIFEN (2021). *Atlas of Hydroclimatic Vulnerability of the Amazon Region. Amazon Cooperation Treaty Organization and International Research Centre on El Niño.*

OTCA (2014). *El Cambio Climático en la Región Amazónica. Acciones de la Organización del Tratado de Cooperación Amazónica (OTCA).* Organización del Tratado de Cooperación Amazónica – Secretaría Permanente (OTCA/SP). Brasil. 22p.

OTCA (2018). *Aguas Amazónicas: 10 investigaciones sobre la cuenca hidrográfica más grande del mundo / Organização do Tratado de Cooperação Amazônica.* Brasília, DF, 2017. 108p

OTCA (2018). *Programa de Acciones Estratégicas, Estrategia Regional para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos de la Cuenca Amazónica / Organización del Tratado de Cooperación Amazónica*. (OTCA). Brasília: TDA, 204 p.

Palomo, I. (2017). Climate change impacts on ecosystem services in high mountain areas: a literature review. *Mountain Research and Development*, 37 (2), 179-187.

Pandit, R., Parrota, J., Anker, Y., Coudel, E., Diaz Morejón, C. F., Harris, J., Karlen, D. L., Kertész, Á., Mariño De Posada J. L., Ntshotsho Simelane, P., Tamin, N. M., & Vieira, D. L. M. (2018). Chapter 6: Responses to halt land degradation and to restore degraded land. In IPBES (2018): *The IPBES assessment report on land degradation and restoration*. In: L. Montanarella, R. Scholes, & A. Bräinich (Eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, pp. 435-528.

Panel Científico por la Amazonía - PCA (2021). Capítulo 19. En: *Resumen. Impulsores e impactos ecológicos de la deforestación y la degradación forestal* Berenguer, E., Armenteras, D., Lees, A., Smith, C., Fearnside, P., Nascimento, N., Alencar, A., Almeida, C., Aragão, L., Barlow, J., Bilbao, B., Brando, P., Byrne, P., Finer, M., Flores, B., Jenkins, C., Silva Junior, C. Carlos Souza, C. & García-Villacorta, R. Red de Soluciones para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas, Nueva York, EE. UU. 11 p.

Panel Científico por la Amazonía - PCA (2021). *Resumen ejecutivo del informe de evaluación de la Amazonía 2021*. C. Nobre, A. Encalada, E. Anderson, F.H. Roca Alcazar, M. Bustamante, C. Mena, M. Peña-Claros, G. Poveda, J.P. Rodríguez, S. Saleska, S. Trumbore, A.L. Val, L. Villa Nova, R. Abramovay, A. Alencar, C. Rodríguez Alzza, D. Armenteras, P. Artaxo, S. Athayde, H.T. Barretto Filho, J. Barlow, E. Berenguer, F. Bortolotto, F.A. Costa, M.H. Costa, N. Cuvi, P.M. Fearnside, J. Ferreira, B.M. Flores, S. Friari, L.V. Gatti, J.M. Guayasamin, S. Hecht, M. Hirota, C. Hoorn, C. Josse, D.M. Lapola, C. Larrea, D.M. Larrea-Alcazar, Z. Lehman Ardaya, Y. Malhi, J.A. Marengo, M.R. Moraes, P. Moutinho, M.R. Murmis, E.G. Neves, B. Paez, L. Painter, A. Ramos, M.C. Rosero-Peña, M. Schmink, P. Sist, H. ter Steege, P. Val, H. van der Voort, M. Varese, G. Zapata et al. (Eds.), Red de Soluciones para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas, Nueva York, EE. UU. 48 pp.

Pastrana, E., & Stopfer, N. (Eds.). (2020). *Gobernanza multinivel de la Amazonía*. 1a ed. Bogotá: Fundación Konrad Adenauer: ESAP. 422 pp.

Pasquis, R. (2006). Conservación de la biodiversidad amazónica: un enfoque regional. Écotourisme et aires protégées Amazonie. *Bois et forêt des tropiques*. 290 (4): 61-72

Pazmiño Otamendi, G. (2020). *Hemidactylus frenatus* En: Torres-Carvajal, O., Pazmiño-Otamendi, G., Ayala-Varela, F. y Salazar-Valenzuela, D. 2021. *Reptiles del Ecuador*. Versión 2021.0. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <https://bioweb.bio/faunaweb/reptiliaweb/FichaEspecie/Hemidactylus%20frenatus>, acceso: 19 de mayo de 2022.

Pfaff, A., Barbieri, A., Ludewigs, T., Merry, F., Perz, S. & Reis, E. (2009). *Road Impacts in Brazilian Amazonia*. Washington DC American Geophysical Union Geophysical Monograph Series, 186. doi: 10.1029/2008GM000737

Pfaff, A., Robalino, J., Reis, E. J., Walker, R., Perz, S., Laurance, W., Aldrich, S., Arima, E., Caldas, M., & Kirby, K. (2018). Roads & SDGs, tradeoffs and synergies: learning from Brazil's Amazon in distinguishing frontiers. *Economics: The Open-Access, Open-Assessment E-Journal*, 12 (2018-11): 1,25. <http://dx.doi.org/10.5018/economics-ejournal.ja.2018-11>

Pedraza, H. (1990). *Colonización en el piedemonte y la llanura*. Colombia Ciencia y Tecnología, 8–9.

Peláez, T. (Ed.) (2017). La tierra no basta. *Colonización, baldíos, conflicto y organizaciones sociales en el Caquetá*. (Centro Nac). Centro Nacional de Memoria Histórica.

Peña Briceño, L. C., Amado Loaiza, A. C., Samacá Sáenz, R., Rodríguez Rondón, J. M., Torres Torres, G. I., Arenas Pulido, J. C., Vera Estupiñán, G. F., López Castillo, A.G., Murcia García, U. G., Melgarejo Pérez, L. F., Alonso González, J. C. (2016). *Orientaciones para reducción de la deforestación y degradación de los bosques: Ejemplo de la utilización de estudios de motores de deforestación en la planeación territorial para la Amazonía colombiana*. Bogotá, Colombia: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas «SINCHI» y GIZ. 83 p. Disponible en: <https://www.sinchi.org.co/files/publicaciones/publicaciones/pdf/Orientaciones%20para%20Reduc%20Deforest%20Amaz%20ColSINCHIGIZ2016.pdf>

Peña-Claros, M. (2003). Changes in Forest Structure and Species Composition during Secondary Forest Succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica* 35, 4. https://www.researchgate.net/publication/46645916_Changes_in_forest_structure_and_species_composition_during_secondary_forest_succession_in_the_Bolivian_Amazon_Biotropica

Peñaranda, I. (2020). *Las ciudades amazónicas como un reto y oportunidad en medio del COVID-19*. (Noticia). CIDER, Universidad de los Andes. Recuperado de <https://cider.uniandes.edu.co/es/noticia/ciudades-amazonicas-en-medio-covid-19-junio-20>

Peralta, C. (2021). Intensificación de los extractivismos en la Amazonía boliviana. *Aurora Voces Jesuitas en tiempos de pandemia* 17: 32-35.

Pérez, A. L. (2014). *Mares de cocaína: las rutas náuticas del narcotráfico*. Penguin Random House Grupo Editorial, S.A. de C.V., México, D.F. 254 pp.

Pichs-Madruga, R., Obersteiner, M., Cantele, M., Ahmed, M. T., Cui, X., Cury, P., Fall, S., Kellner, K. & Verburg, P. (2016): *Building scenarios and models of drivers of biodiversity and ecosystem change*. In IPBES (2016): *The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services*. S. Ferrier, K. N. Ninan, P. Leadley, R. Alkemade, L. A. Acosta, H. R. Akçakaya, L. Brotons, W. W. L. Cheung, V. Christensen, K. A. Harhash, J. Kabubo-Mariara, C. Lundquist, M. Obersteiner, H. M. Pereira, G. Peterson, R. Pichs-Madruga, N. Ravindranath, C. Rondinini & B. A. Wintle (Eds.), Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform for Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany.

Pineda Camacho, R. (1987). Panorama de la historia económica de la Amazonia (siglos XVII-XIX). *Boletín de Antropología*, 6(21), 63–85.

Pineda Camacho, R. (1992). Participación indígena en el desarrollo amazónico colombiano: síntesis de historia económica de la amazonía colombiana (1550-1945). *Maguaré*, 8, 81–124.

Pinto, D. (2021). Monitores indígenas de seis países amazónicos protegen sus territorios con el uso de tecnología. *Mongabay*. Disponible en: [s.mongabay.com/2021/10/monitores-indigenas-amazonia-protegen-territorios-tecnologia/](https://mongabay.com/2021/10/monitores-indigenas-amazonia-protegen-territorios-tecnologia/)

Pinto, L. F. G., & McDermott, C. (2013). Equity and forest certification - A case study in Brazil. *Forest Policy and Economics*, 30, 23–29.

Pinto-Ledezma, J. N., & Rivero Mamani, M. L. (2014). Temporal patterns of deforestation and fragmentation in lowland Bolivia: implications for climate change. *Climatic Change*, 127(1), 43-54.

Pires Adelino, J. R., Heringer, G., Diagne, C., Courchamp, F. Faria, L. D. B. & Zenni, R. D. (2021). The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment. In: R.D. Zenni, S. McDermott, E. García-Berthou, & F. Essl (Eds.) *The economic costs of biological invasions around the world*. *NeoBiota* 67: 349–374. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.59185>

Plotkin, M.J. (2020). *The Amazon: What Everyone Needs to Know*. Oxford University Press, USA.

PNUD (2016). *La Amazonía y la Agenda 2030*. Página consultada el 12 de setiembre del 2022. <https://www.undp.org/es/latin-america/publications/la-amazon%C3%ADa-y-la-agenda-2030>

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), Organización del Tratado de Cooperación Amazónica (OTCA), Centro de Investigación de la Universidad del Pacífico (CIUP). (2009). *Perspectivas del Medio ambiente en la Amazonía*, Geoamazonía. PNUMA, OTCA. 323 p.

Polisar, J., Davies, C., Morcatty, T., Da Silva, M., Zhang, S., Duchez, K., Madrid, J., Lambert, A. E., Gallegos, A., Delgado, M., Nguyen, H., Wallace, R., Arias, M., Nijman, V., Ramnarace, J., Pennell, R., Novelo, Y., Rumiz, D., Rivero, K., Murillo, Y., Salas, M. N., Kretser, H. E., & Reuter, A. (2023). Multi-lingual multi-platform investigations of online trade in jaguar parts. *PLoS One*. 2023 Jan 23;18(1):e0280039. doi: 10.1371/journal.pone.0280039. PMID: 36689405; PMCID: PMC9870105.

Poliszuk, J., Ramírez, M., & Segovia, M. (2022). *Corredor Furtivo. Las pistas ilegales que bullen en la Selva Venezolana*. Armando.info, El País, Red de Investigaciones de los Bosques Tropicales del Pulitzer Center y EarthRise Media. <https://elpais.com/internacional/2022-01-30/las-pistas-clandestinas-que-bullen-en-la-selva-venezolana.html>

Pörtner, H.O., Scholes, R.J., Agard, J., Archer, E., Arneth, A., Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., Cheung, W.L., Diamond, S., Donatti, C., Duarte, C., Eisenhauer, N., Foden, W., Gasalla, M. A., Handa, C., Hickler, T., Hoegh-Guldberg, O., Ichii, K., Jacob, U., Insarov, G., Kiessling, W., Leadley, P., Leemans, R., Levin, L., Lim, M., Maharaj, S., Managi, S., Marquet, P. A., McElwee, P., Midgley, G., Oberdorff, T., Obura, D., Osman, E., Pandit, R., Pascual, U., Pires, A. P. F., Popp, A., Reyes- García, V., Sankaran, M., Settele, J., Shin, Y. J., Sintayehu, D. W., Smith, P., Steiner, N., Strassburg, B., Sukumar, R., Trisos, C., Val, A.L., Wu, J., Aldrian, E., Parmesan, C., Pichs-Madruga, R., Roberts, D.C., Rogers, A.D., Díaz, S., Fischer, M., Hashimoto, S., Lavorel, S., Wu, N., Ngo, H.T. (2021). *Scientific outcome of the IPBES-IPCC co-sponsored workshop on biodiversity and climate change*; IPBES Secretariat, Bonn, Germany, DOI:10.5281/zenodo.4659158.

Proyecto Mapbiomas Amazonía (2021). *Amazonía Transformada: 36 años de cambios 1985 – 2020*. Colección 3.0 Disponible en: <https://plataforma.panamazonia.mapbiomas.org/>

Pulliam, J. R. C., Epstein, J. H., Dushoff, J., Rahman, S. A. et al., (2012) Agricultural intensification, priming for persistence and the emergence of Nipah virus: A lethal bat-borne zoonosis. *J. R. Soc. Interface*; 9 :89–101.

Putz, F. E., Sist, P., Fredericksen, T., & Dykstra, D. (2008). Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *Forest Ecol. Manag.* 256, 1427–1433.

Putz, F. E., et al., (2012). Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conserv. Lett.* 5, 296–303.

Quenta-Herrera E., Crespo-Pérez, V., Mark, B., Gonzales, A., Kulonen, A. (2022). Mountain freshwater ecosystems and protected areas in the tropical Andes: insights and gaps for climate change adaptation. *Environmental Conservation*, 49 :17-26.

Quijano Vallejos, P., Veit, P., Tipula, P., & Reytar, K. (2020). Undermining rights: Indigenous lands and mining in the Amazon. *World Resource Institute*. 132 p. Available in: https://files.wri.org/d8/s3fs-public/Report_Indigenous_Lands_and_Mining_in_the_Amazon_web_1.pdf

Rabatel, A., Francou, B., Soruco, A., Gomez, J., Cáceres, B., Ceballos, J. L., Basantes, R., Vuille, M., Sicart, J. E., Huggel, C., Scheel, M., Lejeune, Y., Arnaud, Y., Collet, M., Condom, T., Consoli, G., Favier, V., Jomelli, V., Galarraga, R., ... Wagnon, P. (2013). Current state of glaciers in the tropical Andes: A multi-century perspective on glacier evolution and climate change. *Cryosphere*, 7(1), 81–102. <https://doi.org/10.5194/tc-7-81-2013>

Reardon, S. (2018). FARC and the forest: peace is destroying Colombia's jungle - and opening it to science. *Nature* 558, 169–170

Reátegui, J. (2018). *Propuesta de modelo de gestión de hidrovías en el Perú. Tesis para optar al Grado Académico de Magíster en Gestión Pública*. Universidad del Pacífico. Página consultada el 9 de setiembre de 2022. https://repositorio.up.edu.pe/bitstream/handle/11354/2043/Jose_Tesis_Maestria_2018.pdf?sequence=1

Red Amazónica de Información Socioambiental - RAISG (2012). *Amazonía Bajo Presión*. 68 p. www.amazoniasocioambiental.org

Red Amazónica de Información Socioambiental - RAISG (2018). Disponible en: <https://encrucijada.amazoniasocioambiental.org/story/caminos-selva-adentro>

Red Amazónica de Información Socioambiental - RAISG (2020). *Amazonia bajo presión*. 68 p. www.amazoniasocioambiental.org

Red Amazónica de Información Socioambiental - RAISG (2021). *Amazonian Network of Georeferenced Socio-environmental Information. Amazônia Under Pressure*. RAISG: São Paulo, Belém, Lima, Santa Cruz de la Sierra, Bogotá, Quito and Caracas. Available at: <https://atlas2020.amazoniasocioambiental.org/>

Red Nacional de Información (2019). *Víctimas conflicto armado*. Unidad de Víctimas. <https://www.unidadvictimas.gov.co/es/registro-unico-de-victimas-ruv/37394>

Reuter, A., Kunen, J., y Roberton, S. (2018). *Tráfico de vida silvestre en Latinoamérica. Medidas para evitar una crisis*. New York, NY: WCS.

Rezende, M. G. G., Canalez, G. D. G., & Fraxe, T. D. J. P. (2017). Protected Areas in the Amazon: Forest management, conflict and social participation. *Acta Scientiarum. Human and Social Sciences*, 39(1), 63-. <https://doi.org/10.4025/actascihumansoc.v39i1.33206>

Ribera, M.O. (2008). *Problemas Socio-Ambientales de los Hidrocarburos en Bolivia*. Lidema. La Paz, Bolivia. 176 p.

Ribeiro, R., Amaral, S., Monteiro, A., & Dal'Asta, A. P. (2022). “ Cities in the forest” and “ cities of the forest”: an environmental Kuznets curve (EKC) spatial approach to analyzing the urbanization-deforestation relationship in a Brazilian Amazon state. *Ecology and Society*, 27(2).

Rico-Silva, J. F., Cruz-Trujillo, E. J., & Colorado Z, G. J. (2021). *Influence of environmental factors on bird diversity in greenspaces in an Amazonian city*. *Urban Ecosystems*, 24(2), 365-374.

Rico, A., de Oliveira, R., de Souza Nunes, G. S., Rizzi, C., Villa, S., López-Heras, I., ... & Waichman, A. V. (2021). Pharmaceuticals and other urban contaminants threaten Amazonian freshwater ecosystems. *Environment International*, 155, 106702.

Rico, A., de Oliveira, R., de Souza Nunes, G. S., Rizzi, C., Villa, S., Vizioli, B. D. C., ... & Waichman, A. V. (2022). Ecological risk assessment of pesticides in urban streams of the Brazilian Amazon. *Chemosphere*, 291, 132821.

Ritoré, E. (2021). Desarrollo de Tecnologías de Recuperación de Subsuelos Contaminados por Hidrocarburos Derivados del Petróleo. *Tesis Doctoral Ingeniería Energética, Química y Ambiental. Escuela Técnica Superior de Ingeniería*. Universidad de Sevilla. 272 p.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., ... Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>

Rocha, J. B. T., Aschner, M., Dórea, J. G., Ceccatelli, S., Farina, M., & Silveira, L. C. L. (2012). Mercury toxicity. *Journal of Biomedicine and Biotechnology*. (2012). <http://doi.org/10.1155/2012/831890>

Rodrigues, J., Rodrigues, J., & Lima, R. (2019). Portos do agronegócio e produção territorial da cidade de Itaituba, na: *Amazônia Paraense*. 34. 357-381. <http://doi.org/10.5007/1982-5153.2019v34n71p357>

Rodrigues, J. C. (2018). O Arco Norte e as políticas públicas portuárias para o Oeste do estado do Pará (Itaituba e Rurópolis): apresentação, debate e articulações. *Revista NERA (UNESP)*, v. 21, n. 42, p. 202-228.

Rodrigues Forti, L., Becker, C. G., Tacioli, L., Pereira, V. R., Santos, A. C. F. A., Oliveira, I., Haddad, C. F. B., & Toledo, L. F. (2017). Perspectives on invasive amphibians in Brazil. *PLoS ONE*, 12 (9), e0184703. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184703>

Rodríguez, C., & Rojas, A. (2019). Amazonia colombiana Dinámicas territoriales. Ideas Verdes. *Análisis Político*, 22, 52. https://co.boell.org/sites/default/files/2020-01/IDEAS VERDES web_1.pdf

Rodríguez, C. (2017). Las tierras profundas de la “lucha contra las drogas” en Colombia: la ley y la violencia estatal en la vida de los pobladores rurales del Caquetá. *Rev. Colomb. Soc.*, 41 (Suplem(0120-159X)), 105–133. <https://doi.org/10.15446/res.v41n1Supl.66292>

Rodríguez, I., y Aguilar V. (2021). *Juegos de poder en La Conquista del Sur. Dominación, resistencias y transformación en la lucha contra el extractivismo*. Parque Nacional Canaima Venezuela. Fundación Buría. Caracas, Venezuela. 109 p.

Rodríguez, M. (2016). La deforestación de la Amazonía. *Especial Amazonía*, Boletín 14 (2003). Sociedad geográfica española. <https://sgc.org/publicaciones/numero-de-boletin/boletin-14/la-deforestacion-del-amazonia/>

Rojas, E., Zutta, B. R., Velasco, Y. K., Montoya-Zumaeta, J. G., & Salvà-Catarineu, M. (2021). Deforestation risk in the Peruvian Amazon basin. *Environmental Conservation*, 48(4), 310–319. <https://doi.org/10.1017/S0376892921000291>

Rolando, J. L., Turin, C., Ramírez, D. A., Mares, V., Monerris, J., & Quiroz, R. (2017). Key ecosystem services and ecological intensification of agriculture in the tropical high-Andean Puna as affected by land-use and climate changes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 236, 221–233.

Roque-Marca N., Poma, A., y Larrea-Alcázar, D. (2016). Evaluación del potencial productivo de asaí nativo (Euterpe precatoria) en cinco comunidades de la Reserva Nacional de Vida Silvestre Amazónica Manuripi, Pando (Bolivia). *Reporte técnico. Asociación Boliviana para la Investigación y Conservación de Ecosistemas Andino-Amazónicos (ACEAA)*, La Paz, Bolivia. 31 p.

Rosero, P., Crespo-Pérez, V., Espinosa, R., Andino, P., Barragán, Á., Moret, P., ... & Cauvy-Fraunié, S. (2021). Multi-taxa colonisation along the foreland of a vanishing equatorial glacier. *Ecography*, 44 (7), 1010-1021.

Rosling, H. (2010). Global population growth, box by box. https://www.ted.com/talks/hans_rosling_on_global_population_growth/up-next

Rubiano-Galvis, S. (2018). *The Amazon Biome in the face of mercury contamination: An overview of mercury trade, science, and policy in the Amazonian countries*. Gaia Amazonas. <https://www.gaiaamazonas.org/en/recursos/publicaciones/libro/102/>

Rueda, J. O., Sepúlveda, F., Sepúlveda, M., & Salgado, H. (1999). *Guaviare Población y Territorio* En: O.H. Arcila, G.I. González, & C.A. Salazar (Eds.). Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas -SINCHI.

Ruiz, D.C. (2014). Análisis histórico y prospectiva del humedal Tierra Blanca. *Perspectiva Geográfica*, 19(1), 125-144.

Ruiz-Tagle, M.N., Sosnowski, M., Barthuly, B., Petrossian, G.A. (2022). *Tráfico Ilegal de Cinco Especies del Apéndice I de CITES Emblemáticas para la Región Amazónica*. Informe técnico preparado para el Proyecto Bioamazonía. Organización del Tratado de Cooperación Amazónica, Brasil.

Salazar-Cardona, C. A., & Riaño Umbarila, E. (2016). *Perfiles urbanos en la Amazonia colombiana, 2015* (Vol. 1). Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas - SINCHI. <https://sinchi.org.co/files/publicaciones/publicaciones/pdf/Perfiles urbanos libros web.pdf>

Salazar-Cardona, C. A., Gutiérrez-R, F., & Franco-A., M. (2006). Vaupés. *Entre la colonización y las fronteras*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas - SINCHI. https://www.sinchi.org.co/files/publicaciones/publicaciones/pdf/vaupes-nov_281.pdf

Salazar-Cardona, C. A., Gutiérrez-R, F., & Franco-A., M. (2006a). *Guainía en sus asentamientos*. Bogotá, D.C. Colombia.: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas - SINCHI.

Salazar-Cardona, C. A., Riaño Martínez, A., Reyes Bonilla, M. A., Riaño Umbarila, E., Castañeda Hernández, W., Rubiano, S., & Rodríguez, C. (2019). *Minería: Impactos sociales en la Amazonía*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas - SINCHI.

Salgado, J. (2013). *Extractivismo en pugna: visiones y derechos en el norte amazónico de Bolivia*. Fundación Tierra.

Sánchez-Cuervo, A.M., Aide, T.M., Clark, M.L., Etter, A. (2012). Land cover change in Colombia: surprising forest recovery trends between 2001 and 2010. *PLoS ONE* 7(8): e43943. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043943>

Sangermano, F., Toledano, J., & Eastman, J. R. (2012). Land cover change in the Bolivian Amazon and its implications for REDD+ and endemic biodiversity. *Landscape Ecology*, 27(4), 571–584. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9710-y>

Santos, Y.L.F., Yanai, A.M., Ramos, C.J.P., Graça, P.M.L.A., Veiga, J.A.P., Correia, F.W.S., Fearnside, P.M. (2022). Amazon deforestation and urban expansion: Simulating future growth in the Manaus Metropolitan Region, Brazil. *Journal of Environmental Management*, 304 114279.

Saunders, D. A., & Hobbs, R. J. (1991). *Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation- A Review.pdf*. 5(1), 18–32.

Saunders, D. A., Hobbs, R. J., Margules, C. R., Saunders, D. A., & Hobbs, R. J. (2012). *Biological Consequences of Ecosystem A Review Fragmentation: 5(1), 18–32.*

Schepher, A., Verweij, P. & van Kuijk, M. (2021). Post-fire forest restoration in the humid tropics: A synthesis of available strategies and knowledge gaps for effective restoration. *Science of The Total Environment*. 771 (2021). 144647, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144647>.

Schultes, R.E. (1979). The Amazonia as a source of new economic plants. *Econ Bot* 33: 259–66.

Schultes, R.E., & von Reis, S.E. (1995). *Ethnobotany: Evolution of a Discipline*. Portland, Ore: Dioscorides Press.

Schultes, R.E., & von Reis, S. (Eds.) (1995). *Ethnobotany: Evolution of a Discipline*. Chapman & Hall. London.

Secretaría de la Convención de Ramsar (2013). *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales* (Ramsar, Irán, 1971), 6^a ed., Gland, Suiza, 116 pp.

Seddon, P. J., Griffiths, C. J., Soorae, P. S., & Armstrong, D. P. (2014). *Reversing defaunation: Restoring species in a changing world*. *Science*, 345, 406–412. <https://doi.org/10.1126/science.1251818>

Seimon, T. A., Seimon, A., Daszak, P., Halloy, S. R., Schloegel, L. M., Aguilar, C. A., ... & Simmons, E.J. (2007). Upward range extension of Andean anurans and chytridiomycosis to extreme elevations in response to tropical deglaciation. *Global Change Biology*, 13 (1), 288-299.

Servicio Nacional de Certificación Ambiental para las Inversiones Sostenibles – SENACE (2020). *Ayuda Memoria Proyecto Hidrovía Amazónica*. 2020. Página consultada el 9 de setiembre de 2022. <https://www.senace.gob.pe/download/comunicaciones/eia-meia/hidrovia-amazonica/Ayuda-memoria-Hidrovia-Amazonica-2020.pdf>

Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre - SERFOR, Bioversity - Perú, ICRAF (2018). Experiencias de restauración en el Perú. *Lecciones aprendidas*. Lima, Perú. 130 p.

SERNAP-PNUD (2017). *Amazonía Resiliente, transformando la gestión de complejos de áreas naturales protegidas / Paisajes para fortalecer la resiliencia de ecosistemas, el enfoque*. MIRZA Editores. Disponible en: www.pe.undp.org / www.sernap.gob.pe

SERNAP-RNVSA Manuripi (2013). *Plan de Manejo de la Reserva Nacional de Vida Silvestre Amazónica Manuripi 2012-2022*. Cobija, Bolivia: Polikromia. 191 p.

SERNAP-RNVSA Manuripi (2013). Diagnóstico integral del Plan de manejo de la Reserva Nacional de Vida Silvestre Amazónica Manuripi. FGA MAPZA - GTZ. 205p.

SERNAP-RNVSA Manuripi (2014). *Avances, logros y retos en la Reserva Manuripi* (Video elaborado por INDOMITA y apoyo de WWF). Disponible en: <https://www.youtube.com/watch?v=LM7cHD-Gnmc>

Servir Amazonia (2022). Disponible en: <https://www.servirglobal.net/>.

Seto, K.C., Guneralp, B. & Hutyra, L.R. (2012). *Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 109(40):16083-16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>

Shah, P., Baylis, K., Busch, J., & Engelmann, J. (2021). What determines the effectiveness of national protected area networks? *Environ. Res. Lett.* 16 074017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac05ed>

Shrivastava, M., Andreae, M. O., Artaxo, P., Barbosa, H. M., Berg, L. K., Brito, J., ... & Zhao, C. (2019). *Urban pollution greatly enhances formation of natural aerosols over the Amazon rainforest*. *Nature communications*, 10 (1), 1-12.

Sicart, J. E., Espinoza, J. C., Quénó, L., & Medina, M. (2016). Radiative properties of clouds over a tropical Bolivian glacier: seasonal variations and relationship with regional atmospheric circulation. *International Journal of Climatology*, 36 (8), 3116–3128. <https://doi.org/10.1002/joc.4540>

Sierra, R. (2013). *Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento a los próximos 10 años*. Conservación Internacional Ecuador y Forest Trends. Quito, Ecuador. 51 p. Disponible en: https://www.forest-trends.org/wp-content/uploads/2013/03/rsierra_deforestationecuador1950-2020_180313-pdf.pdf

Silva Junior, C. A., da Lima, M., Teodoro, P. E., Oliveira-Júnior, J. F., de Rossi, F. S., Funatsu, B. M., Butturi, W., Lourençoni, T., Kraeski, A., Pelissari, T. D., Moratelli, F. A., Arvor, D., Luz, I. M. dos S., Teodoro, L. P. R., Dubreuil, V., & Teixeira, V. M. (2022). Fires Drive Long-Term Environmental Degradation in the Amazon Basin. *Remote Sensing*, 14(2), 338. <https://doi.org/10.3390/rs14020338>

SINCHI (2016). *Dinámica sucesional y regeneración natural. Restauración de áreas disturbadas por la implementación de sistemas productivos agropecuarios en el departamento del Caquetá*, Convenio 060/2013. Caquetá, Colombia.

SINCHI (2018). *Habitar la Amazonia: ciudades y asentamientos sostenibles*. En: E. Riaño Umbarila, & C.A. Salazar-Cardona. (Eds.) (1st ed.). Bogotá, D.C. Colombia.: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI. Retrieved from https://sinchi.org.co/files/publicaciones/novedades_editoriales/pdf/Habitar la Amazonia 27082018.pdf

Singh, M., & Zhu, X. (2021). *Analysis of how the spatial and temporal patterns of fire and their bioclimatic and anthropogenic drivers vary across the Amazon rainforest in El Niño and non-El Niño years*. PeerJ, 9, e12029. <https://doi.org/10.7717/peerj.12029>

Solar, R.R.d.C., Barlow, J., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Thomson, J.R., Louzada, J., Maués, M., Moura, N.G., Oliveira, V.H.F., Chaul, J.C.M., Schoereder, J.H., Vieira, I.C.G., Mac Nally, R. y Gardner, T.A. (2015), ¿Qué tan generalizada es la homogeneización biótica en paisajes de bosques tropicales modificados por humanos? *Ecol. Lett.*, 18: 1108-1118. <https://doi.org/10.1111/ele.12494>

Sóliz Torres, M. F., y Acosta, A. (2017). ¿Por qué un Ecologismo Popular de la basura? En: *Capítulo I de Ecología política de la basura: pensando los residuos desde el Sur*. pp:22-52.

Song, X.P., Hansen, M. C., Potapov, P., Adusei, B., Pickering, J., Adami, M., Lima, A., Zalles, V., Stehman, S. V., Di Bella, C. M., Conde, M. C., Copati, E. J., Fernandes, L. B., Hernandez-Serna, A., Jantz, S. M., Pickens, A. H., Turubanova, S., & Tyukavina, A. (2021). Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. *Nature Sustainability*, 4(9), 784–792. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00729-z>

Sousa, R.L. de., Miranda, A.U. da S., Cordeiro, Y.E.M, & Pereira, M. das G. (2019). *Extração e comercialização do óleo de andiroba (“Carapa guianensis” Aublet.) na comunidade da Ilha das Onças, no município de Barcarena, Pará, Brasil*. *Interações* (Campo Gd) 20: 879–89.

SPDA, Actualidad Ambiental (2021). *Amazonía: continúa avance de cultivos ilegales de hoja de coca y el narcotráfico*. <https://www.actualidadambiental.pe/amazonia-continua-avance-de-cultivos-ilegales-de-hoja-de-coca-y-el-narcotrafico/>. Página consultada el 10 de junio de 2022.

Sputnik Mundo (2018). *Las rutas del narcotráfico en la Amazonía*. Página consultada el 10 de septiembre de 2022. <https://sputniknews.lat/20180924/disputas-por-rutas-fluviales-narcotrafico-amazonia-1082216477.html>

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., de Vries, W., de Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B., & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>

Stoian, D. (2005). *La economía extractivista de la Amazonía Norte Boliviana*. CIFOR. Jakarta (Indonesia). 452 p. Disponible en: <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/2668>

Strand, J., Soares-Filho, B., Costa, M., Oliveira, U., Ribeiro, S., Pires, G., Oliveira, A., Rajão, R., May, P., van der Hoff, R., Siikamäki, J., da Motta, R., & Toman, M. (2018). Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon Forest's Ecosystem Services. *Nature Sustainability*, 1(11), 657. doi:10.1038/s41893-018-0175-0

Sukumar, R., & Verchot, L. (2019). Land-climate interactions. In: *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.O. Pörtner, D.C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (Eds.) In press. <https://www.ipcc.ch/srccl/chapter/chapter-2/>

Swenson, J.J., Carter C.E., Domec J.C., & C.I. Delgado. (2011). Gold mining in the Peruvian Amazon: global prices, deforestation, and mercury imports. *PLoS One* 6(4), e18875. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018875>

Tapasco, J., Martínez, J., Calderón, S., Romero, G., Ordóñez, D. A., Álvarez, A., Sánchez-Aragón, L., & Ludeña, C. E. (2015). *Impactos económicos del cambio climático en Colombia: Sector Ganadero*. In: Banco Interamericano de Desarrollo. <http://www.iadb.org>

Taylor, L.H., Latham, S.M., Mark, E. (2001). Risk factors for human disease emergence. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol Sci*; 356:983–989.

ter Steege, H., Pitman, N. C., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomão, R. P., Guevara, J. E., Phillips, O. L., Castilho, C. V., Magnusson, W. E., Molino, J. F., Monteagudo, A., Núñez Vargas, P., Montero, J. C., Feldpausch, T. R., Coronado, E. N., Killeen, T. J., Mostacedo, B., Vasquez, R., Assis, R. L., Terborgh, J., ... Silman, M. R. (2013). Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science* (New York, N.Y.), 342(6156), 1243092. <https://doi.org/10.1126/science.1243092>

Thompson, M. E., & Donnelly, M. A. (2018). Effects of Secondary Forest Succession on Amphibians and Reptiles: A Review and Meta-analysis. *Copeia*, 106(1), 10–19. <https://doi.org/10.1643/CH-17-654>

Torres, J.P.M., Lailson-Brito, J., Saldanha, G. C., Dorneles, P., Eduardo Silva, C. A., Malm, O., Guimaraes, J. R., Azeredo, A., Bastos, W. R., Maria da Silva, V. F., Martin, A. R., Cláudio, L., & Markowitz, S. (2009). Persistent Toxic Substances in the Brazilian Amazon: Contamination of Man and the Environment. In *J. Braz. Chem. Soc* (Vol. 20, Issue 6).

Torres-Bejarano, A., Palacio, G., & Colorado, G. (2018). Parques Nacionales Naturales en la Amazonía ¿Un triunfo de la conservación o una estrategia colonialista? *Revista Colombia Amazónica*, 1(11), 85–102. <https://sinchi.org.co/files/publicaciones/revista/pdf/11/5 parques nacionales naturales en la amazonia un triunfo de la conservacion o una estrategia colonialista.pdf>

IUCN, Fundación Gordon., y Moore, B. (2018). *Amazonía: un bosque en peligro*. Quito, Ecuador: IUCN. 264 pp.

Ulloa, A., & Coronado, S. (Eds.). (2016). *Extractivismos y posconflicto en Colombia: retos para la paz territorial* (Universidad).

UN Environment - UNEP (2016). *Global Material Flows and Resource Productivity. An Assessment Study of the UNEP International Resource Panel*. H. Schandl, M. Fischer-Kowalski, J. West, S. Giljum, M. Dittrich, N. Eisenmenger, A. Geschke, M. Lieber, H. P. Wieland, A. Schaffartzik, F. Krausmann, S. Gierlinger, K. Hosking, M. Lenzen, H. Tanikawa, A. Miatto, & T. Fishman (Eds.) Paris, United Nations Environment Programme.

UN Environment - UNEP (2019). *Global Environment Outlook – GEO-6: Healthy Planet, Healthy People*. Nairobi. DOI 10.1017/9781108627146

UNDP (2010). *Assessment of Development Results Evaluation of UNDP Contribution - Guyana*.

UNDP (2013). *Informe sobre Desarrollo Humano Perú 2013. Cambio climático y territorio: Desafíos y respuestas para un futuro sostenible*. Recurso obtenido de <http://www.pe.undp.org/content/peru/es/home/library/poverty/Informesobredesarrollohumano2013/IDHPeru2013.html>

UNDP, IPEA, & Pinheiro, F. J. (2011). *Ranking IDHM Brasil*. Recurso accedido el 22 de marzo de 2022: <http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/ranking>

Unigarro Caguasango, D. E. (2020). Peasants in the northwestern Colombian Amazon: Caught between coca, conflict, and peacebuilding. *Antipoda*, 2020(40), 175–200. <https://doi.org/10.7440/antipoda40.2020.08>

UNICEF (2014). *UNICEF promotes the first Indigenous Baby Week in Brazil*. Brasilia. Disponible en: <http://www.unicef.org/peru/spanish/unicef-promotes-first-indigenous-baby-week-in-brazil.pdf>

UNODC (2020). *World Wildlife Crime Report 2020: Trafficking in Protected Species*.

Uribe, S., & Guzmán-Rocha, J. L. (2022). Between the Jungle and the River: Conflicts and Urban Transformations in Puerto Guzmán, Putumayo. HiSTOReLo. *Revista de Historia Regional y Local*, 14(29), 161-191.

USAID (2019). *Small-Scale & Artisanal Mining Impacts on Biodiversity in Latin America*.

Valdez-Carrillo, M., Abrell, L., Ramírez-Hernández, J., Reyes-López, J.A., Carreón- Diazconti, C., (2020). Pharmaceuticals as emerging contaminants in the aquatic environment of Latin America: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 44863–44891.

Vallejos, P. Q., Veit, P., Tipula, P., & Reytar, K. (2020). *Undermining Rights: Indigenous Lands and Mining in the Amazon*. <https://www.wri.org/research/undermining-rights-indigenous-lands-and-mining-amazon>

Valli, M., Russo, H.M., & Bolzani, V.S. (2018). The potential contribution of the natural products from Brazilian biodiversity to bioeconomy. *An Acad Bras Cienc* 90: 763–78.

Valor (2019). Governo e agricultores unem forças contra a moratória da soja na Amazônia. *Jornal Valor Economico*, 07 novembrie 2019. <https://www.sna.agr.br/governo-e-agricultoresunem-forcas-contra-moratoria-da-soja-na-amazonia/>

van Damme, P.A., Carvajal-Vallejos, F.M., Pouilly, M., Pérez, T. & Molina, J. (2011). *Amenazas para los peces y las pesquerías de la Amazonía Boliviana*. En: P.A. Van Damme, F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). *Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas* (327-365). Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia

van Vliet, N., Quiceno-Mesa, M.P., Cruz-Antia, D., & Yagüe, B. (2014). *Carne de monte y seguridad alimentaria en la zona trifronteriza amazónica* (Colombia, Perú y Brasil). CGIAR, USAID, CIFOR, Fundación SI, UFAM, Fundación Omacha. 24 p. Bogotá, D.C.

Vásquez-Oliveira, G. J. (2020). Impacto de la exportación de Peces Ornamentales en el crecimiento económico de Loreto, periodo, 2014 – 2019. *Tesis para el grado de Economista*, 90 pp.

Veening, W. J., Bulthuis, B., Burbidge, T., & Strupat, T. (2015). *Mining gold and mercury pollution in the Guiana Shield: A case study on the role of the European Union in fighting environmental crime*.

Vélez, A. & Romo, V. (2022). *Manchados por el petróleo: un historial de derrames, impunidad y abusos en la Amazonía de Perú, Colombia, Ecuador y Bolivia*. Series de Mongabay: ManchadosXEl-Petroleo. <https://es.mongabay.com/2022/04/manchados-por-el-petroleo-un-historial-de-derrames-impunidad-y-abusos-en-la-amazonia/>

Vezzulli, L., Colwell, R.R., Pruzzo, C. (2013). Ocean warming and spread of pathogenic vibrios in the aquatic environment. *Microb. Ecol.* 65:817–825.

Vilà, M., Espinar, J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., Jarošík, V., Maron, J.L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecological Letters*, 14(7):702–708. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>

Vilchez, M., Gómez, D., Luque, G., Medina, L. y Pari, W. (2022). Peligro geológico en la región Madre de Dios. *INGEMMET, Boletín, Serie C: Geodinámica e Ingeniería Geológica*, 87, 151 p, 9 mapas.

Villén-Pérez, S., Anaya-Valenzuela, L., Conrado da Cruz, D., & Fearnside, P. M. (2022). Mining threatens isolated indigenous peoples in the Brazilian Amazon. *Global Environmental Change*, 72, 102398. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102398>

Viteri, C. (2003). *Súmak Káusai: Una respuesta viable al desarrollo*. Tesis de licenciatura, Universidad Politécnica Salesiana del Ecuador, Quito.

von May, R., Venegas, P.J, Chávez, G., & Costa, G.C. (2021). Range expansion of the invasive Tropical House Gecko, *Hemidactylus mabouia* (Squamata: Gekkonidae), in South America. *Amphibian & Reptile Conservation*, 15 (2) [General Section], 323–334 (e297).

Vos, V. A., Gallegos, S. C., Czaplicki-Cabezas, S., y Peralta-Rivero, C. (2020). Biodiversidad en Bolivia: Impactos e implicaciones de la apuesta por el agronegocio. *Mundos Rurales*, 15(1):25-48.

Vuille, M., Carey, M., Huggel, C., Buytaert, W., Rabatel, A., Jacobsen, D., Soruco, A., Villacis, M., Yarleque, C., Elison Timm, O., Condom, T., Salzmann, N., & Sicart, J. E. (2018). Rapid decline of snow and ice in the tropical Andes – Impacts, uncertainties and challenges ahead. *Earth-Science Reviews*, 176(January), 195–213. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.09.019>

Wang, X.Y., Li, Zhu, J. & Tanajura, C.A.S. (2018). The strengthening of Amazonian precipitation during the wet season driven by tropical sea surface temperature forcing. *Environ. Res. Lett.* 13 094015. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aadbb9>

WCS (2021). *Comercio en línea de fauna silvestre: análisis de plataformas y especies comercializadas en Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú*. Programa Contra el Tráfico de Vida Silvestre (CTVS) en Andes-Amazonía Orinoquía (AAO).

WCS (2022). *Análisis de la dinámica del comercio legal e ilegal de tortugas matamata (Chelus fimbriata y Chelus orinocensis) en Brasil, Colombia y Perú*. Programa Contra el Tráfico de Vida Silvestre (CTVS) en Andes-Amazonia-Orinoquia (AAO).

WCS (2023). [Unpublished manuscript]. *Regional diagnosis of legal and illegal wildlife trade in the Andean-Amazonian countries of Bolivia, Colombia, Ecuador, Peru and borders with Brazil*.

WCS (2022). *Humedales*. Disponible en: <https://aguasamazonicas.org/humedales>

Whitmore, T.C., & Burslem, D.F.R.P. (1998) *Major disturbances in tropical rainforests. Dynamics of Tropical Communities* In: D.M. Newbery, H.H.T. Prins & N.D. Brown. (Eds.), pp. 549–565. Blackwell Science, Oxford.

WHO, UNICEF, UNFPA, & World Bank (2015). *Brazil: Maternal mortality in 1990-2015*. http://doi.org/www.who.int/gho/maternal_health/countries/bra.pdf

Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., & Losos E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48, 607–615. <https://doi:10.2307/1313420>

Wilson, J., Bayón, M., & Díez, H. (2015). Posneoliberalismo y urbanización planetaria en la Amazonía ecuatoriana. *Revista Economía*, 67(105), 29-57.

Wood, J. (2022). *¿Qué son las soluciones basadas en la naturaleza y cómo podemos financiarlas?* Disponible en: https://climatechampions.unfccc.int/what-are-nature-based-solutions-and-how-can-we-finance-them/?gclid=Cj0KCQjw4omaBhDqARIsADXULuVbYM-cl7-iCl3_R-Oq2Pym8hphEETAkhcvgou3A5VMyiYKd5k79QX8aAoCPEALw_wcB

WWF (2020). *Inside the Amazon*. Available at: https://wwf.panda.org/knowledge_hub/where_we_work/amazon/about_the_amazon.

WWF (2021). *El Pantanal es el humedal más grande del mundo y está amenazado* <https://www.wwf.org.bo/?365799/El-Pantanal-es-el-humedal-mas-grande-del-mundo-y-esta-amenazado>

WWF (2022). *Relatorio Planeta Vivo 2022. Construyendo una Sociedad Positiva para la Naturaleza*. In: R.E.A. Almond, M. Grooten, D. Juffe Bignoli, & T. Petersen, (Eds). WWF, Gland, Suiza.

WWF & ICMBio (2017). *The impact of the ARPA Program on the Management Effectiveness of Amazon Protected Areas*. WWF Brasil and FUNBIO. Caixa Alta – Birô de Comunicação. Gráfica Athalaia. Brasil. Disponible en: https://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/wwf_folder_ingles_pginas_2.pdf

Wyatt, T., Miralles, O., Massé, F., Lima, R., da Costa, T. V., & Giovanini, D. (2022). Wildlife trafficking via social media in Brazil. *Biological Conservation*, 265, 109420.

Young, B., Young, K. R., & Josse, C. (2011). Vulnerability of tropical Andean ecosystems to climate change. Climate change and biodiversity in the tropical Andes. *SCOPE, IAI*, 170-181.

Young, K. R. (2014). Ecology of land cover change in glaciated tropical mountains. *Revista peruaná de biología*, 21(3), 259-270.

Yunita, A., Biermann, F., Kim, R.E., Vijge, M.J. (2020). *Means to what Ends? Institutional Arrangements for the Sustainable Development Goals in the Netherlands*. Utrecht University. Manuscript submitted for publication, November 2020.

Zapata-Ríos, G., Urgilés, C., & Suárez, E. (2009). Mammal hunting by the Shuar of the Ecuadorian Amazon: Is it sustainable? *Oryx*, 43(3), 375-385. doi:10.1017/S0030605309001914

Zaks, D. P. M., Barford, C. C., Ramankutty, N. & Foley, J. A. (2009). Producer and consumer responsibility for greenhouse gas emissions from agricultural production - a perspective from the Brazilian Amazon. *Environ. Res. Lett.* 4, 1-12.

Zenni, R. D. & Ziller, S. R. (2011). An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de botânica*, 34, (3), 431-446.

Zimmer, A., Meneses, R. I., Rabatel, A., Soruco, A., Dangles, O., & Anthelme, F. (2018). Time lag between glacial retreat and upward migration alters tropical alpine communities. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 30, 89-102.

Sitios Web

amazones.info. Disponible en: <https://csr.ufmg.br/amazones/>

Amazonia Emprende (2023). Amazonia Emprende. Recuperado de <https://amazoniaemprende.com/>

Believe.Earth (2023). Believe.Earth. Recuperado de <https://believe.earth/>

Comisión Europea (2015). <https://cordis.europa.eu/article/id/421771-nbs-benefits-and-opportunities-wild-et-al-2020/es>

<https://earthobservatory.nasa.gov/images/7021/amazon-river-in-the-atlantic-ocean>

IPBES (2016). Decisión IPBES-2/4: Marco conceptual de la Plataforma Intergubernamental Científico normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas. Bonn, Alemania: Secretaría de IPBES. Recuperado de <http://www.ipbes.net>

Survival International (2022, 26 de enero). Un proyecto de minería amenaza a un grupo de indígenas no contactados en Perú. Recuperado de <https://www.survival.es/articulos/TM-peru>

Survival International (2023, 1 de abril). Pueblos indígenas no contactados de Perú. Recuperado de <https://www.survival.es/indigenas/aisladosperu>

World Bank (2023). Databank. Recuperado de <https://databank.worldbank.org/>

<https://youtu.be/0ICIDBrYzM4>

<https://youtu.be/r8L45-81qXs>

<https://youtu.be/zwCAFKoCs-Y>

<https://youtu.be/RP8ImXmolAg>

Reserva do Uatumã obtém certificação FSC® #Amazônia - YouTube <https://www.ambiente.gob.ec/>

<https://www.amazonialive.com.br/>

<https://www.decadeonrestoration.org/es>

<http://fobomade.org.bo/2017/08/02/situacion-actual-de-los-pueblos-indigenas-en-aislamiento-voluntario-en-bolivia-caso-tacana-ii/>

https://www.giz.de/en/downloads/giz2021_es_abe-scaling-up-ecosystem-based-adaptation.pdf

<https://www.imf.org/en/Countries/BRA#countrydata; https://www.imf.org/en/Countries/BOL#-countrydata; https://www.imf.org/en/Countries/COL#countrydata; https://www.imf.org/en/Countries/ECU#countrydata; https://www.imf.org/en/Countries/GUY#countrydata; https://www.imf.org/en/Countries/SUR#countrydata>

<https://open.iucn.org/>

<https://rsis.ramsar.org/>

<https://unstats.un.org>

<https://www.iucn.org/es/our-work/region/south-america>

https://www.iucn.org/sites/default/files/content/documents/nuevo_formato_iapa_final.pdf

<https://www.youtube.com/watch?v=Juy1xCLYwl0>

<https://www.youtube.com/watch?v=KEd7R-Rbbrk>

<https://www.youtube.com/watch?v=URCMaPNyemQ>

unstats.un.org